

A terrarium globe containing a small green tree, set against a background of a forest and soil. The globe is made of clear glass and has a network of thin white lines on its surface. The tree inside is a small, bushy green plant. The background is a blurred forest scene with green leaves and brown soil at the bottom.

7^o SSS

Simpósio sobre
Sistemas
Sustentáveis

ANAIS

Volume 03

Organizadores

Dr. Cristiano Poletto – UFRGS (Presidente)
Dr. Julio Cesar de S. Inácio Gonçalves – UFTM
Dr.ª Cristhiane Michiko Passos Okawa – UEM

7º SIMPÓSIO SOBRE SISTEMAS SUSTENTÁVEIS



Madrid – España
2023

Copyright © 2023, by IAHR Publishing.

Direitos Reservados em 2023 por **IAHR Publishing.**

Organização Geral da obra: Poletto, Cristiano ; Inácio Gonçalves, Julio Cesar de S.; Passos Okawa, Cristhiane Michiko

Editor: Cristiano Poletto

Diagramação: Cícero Manz

Revisão: Elissandro Voigt Beier

Capa: Juliane Fagotti

Copyright © 2023, by IAHR Publishing.

Derechos Reservados en 2023 por **IAHR Publishing.**

Organización General de la Obra: Poletto, Cristiano ; Inácio Gonçalves, Julio Cesar de S.; Passos Okawa, Cristhiane Michiko

Editor: Cristiano Poletto

Maquetación: Cícero Manz

Relectura General: Elissandro Voigt Beier

Portada: Juliane Fagotti

Poletto, Cristiano; Inácio Gonçalves, Julio Cesar de S.; Passos Okawa, Cristhiane Michiko
(Organizadores)

Anais do 7º Simpósio sobre Sistemas Sustentáveis / Organizadores: Cristiano Poletto,
Julio Cesar de S. Inácio Gonçalves, Cristhiane Michiko Passos Okawa. Volume 03.
MADRI, España: IAHR Publishing, 2023.

677p.: il.;

ISBN • 978-90-833476-2-2

CDD: 600

*É AUTORIZADA a livre reprodução, total ou parcial, por qualquer meio, sem
autorização escrita do Editor ou dos Organizadores.*

*ES AUTORIZADA la libre reproducción, total o parcial, por cualquier medio, sin
autorización escrita del Editor o de los Organizadores.*

Comissão Organizadora

Cristiano Poletto – UFRGS (Presidente)
Julio Cesar de S. Inácio Gonçalves – UFTM
Cristhiane Michiko Passos Okawa – UEM

Comissão Científica

Álvaro José Back - EPAGRI/SC	José Gilberto Dalfré Filho - UNICAMP
Amanda Goncalves Kieling - UNISINOS	Josiane Teresinha Cardoso - UDESC
Amintas Nazareth Rossete - UNEMAT	Julio Cesar de Souza Inácio Gonçalves - UFTM
André Luis Sotero Salustiano Martim - UNICAMP	Karinne Reis Deusdará Leal - UNIFEI
Andrezza Marques Ferreira - CEMADEN	Laura Maria Canno Ferreira Fais - UNICAMP
Carlos Alberto Mendes Moraes - UNISINOS	Liliane Lazzari Albertin - UNESP
Carlos Jose Sousa Passos - UNB	Lucijane Monteiro de Abreu - Universidade de Brasília (UNB)
Cíntia Soares - UFSC	Luis eduardo a. S. Suzuki - UFPEL
Claudia Telles Benatti - UEM	Marcelo de Oliveira Latuf - UNIFAL
Cristiane Kreutz - UTFPR	Marcelo Giovanela - UCS
Cristhiane Michiko Passos Okawa - UEM	Márcia Teixeira Falcão - UERR
Cristiano Poletto - UFRGS	Marcos Mateus - Universidade de Lisboa
Edna Possan - UNILA	Maria Cristina de Almeida Silva - UFRGS
Eliane Maria Vieira - UNIFEI	Maria de Los Angeles Perez
Elizabeth Yukiko Nakanishi Bavastri - UFPR	Lizama - UNICESUMAR
Everton Skoronski - UDESC	Maristela Denise Moresco Mezzomo - UTFPR
Felippe Fernandes - CONSULTOR	Martin Geier - UFRGS
Fernando Dornelles - UFRGS	Maurício Andrades Paixão - UFRGS
Fernando Jorge Correa Magalhães Filho - UFRGS	Mauro Rodrigues - UNIPAMPA
Fernando Neves Lima - UNIFEI	Natan Padoin - UFSC
Fernando Oliveira de Andrade - UTFPR	Pablo Spalletti - Universidad Nacional de La Plata / Argentina
Fernando Periotto - UFSCAR	Patrícia Diniz Martins - UFTM
Francisco de Assis Dourado da Silva - UERJ	Pedro Alves da Silva Filho - UFRR
Francisco Lledo Dos Santos - UNEMAT	Ronalton Evandro Machado - UNICAMP
Geraldo de Freitas Maciel - UNESP	Renato Miranda - USP
Hugo Moraes de Alcântara - UFCG	Rodrigo Maia - Universidade do Porto
Ícaro Thiago Andrade Moreira - UFBA	Sidnei Luís Bohn Gass - UNIPAMPA
Jackeline Tatiane Gotardo - UNIOESTE	Simone Andrea Furegatti - UNESP
João Pedroso de Lima - Universidade de Coimbra	Simone Ramires - UFRGS
Joel Dias da Silva - FURB	Stenio de Sousa Venancio - UFTM
Jorge Manuel Guieiro Pereira Isidoro - UNIV. DO ALGARVE/PORTUGAL	Valdeci Jose Costa - UDESC
José Augusto Costa Gonçalves - UNIFEI	Viviane Trevisan - UDESC
José Camilo Ramos de Souza - UEA	Yuri Jacques Agra Bezerra da Silva - UFPI
José Carlos de Araújo - UFC	

ORGANIZAÇÃO



REALIZAÇÃO



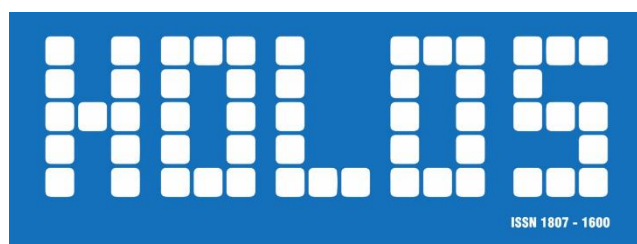
PATROCÍNIO



APOIO



APOIO ESPECIAL



3º Congresso Internacional de Engenharia Ambiental



Edição Luso-Brasileira



Participe em 2024:

3º CONGRESSO INTERNACIONAL DE ENGENHARIA AMBIENTAL

Luso-Brasileiro

www.3ciea.com.br



Organização:



Qual a importância do estudo da hidrossedimentologia?

A avaliação de processos hidrossedimentológicos é fundamental para diagnosticar problemas relacionados à erosão, transporte e deposição de sedimentos em rios e reservatórios, que influenciam diretamente em aspectos da qualidade da água e conservação dos recursos hídricos, além de interferir nos processos operacionais e vida útil de usinas hidrelétricas.

A falta de estudos na área da hidrossedimentologia pode ocasionar impactos negativos na conservação do meio ambiente com reflexos na vida da população. A Água e Solo atua no monitoramento, análises laboratoriais e elaboração de estudos para pleno entendimento dos processos hidrossedimentológicos.




Atua desde 1998 na área de recursos naturais, água e solo, realizando levantamentos, desenvolvendo estudos e projetos de engenharia e meio ambiente e implantando e operando redes de monitoramento de recursos hídricos.


HIDROMETRIA


- Levantamentos Batimétricos;
- Levantamentos sedimentométricos;
- Instalação, operação e manutenção de Estações Hidrológicas e Climatológicas Telemétricas em atendimento a Resolução Conjunta ANA/ANEEL 127/2022, (antiga 003/2010);
- Medição de vazão líquida e sólida;
- Estudo de Assoreamento de Rios e Reservatórios;
- Laboratório próprio para realização de Análises Sedimentológicas;
- Fornecimento de Equipamentos e Comissionamento de Estações Hidrológicas.

ESTUDOS E PROJETOS

- Estudos Hidrológicos Qualitativos e Quantitativos;
- Simulações e Modelagens Matemáticas;
- Estudos Hidrogeológicos;
- Estudos de Previsão de Vazão;
- Estudos Ambientais;
- Planos Diretores de Recursos Hídricos;
- Planos Municipais de Saneamento Básico;
- Geoprocessamento, Sensoriamento Remoto e Montagem de Banco de Dados SIG para Subsídio aos Projetos;
- Capacitações de Temas Associados a Gestão de Recursos Hídricos;
- Estudos de Viabilidade Técnica, Econômica e Ambiental;
- Projetos de Estruturas Hidráulicas para Armazenamento e Distribuição de água.

 (51) 3237-6335

 contato@aguaesolo.com

 Rua Baronesa do Gravataí,
137 - Sala 406 / Poa - RS

**PARA MAIS
INFORMAÇÕES
ENTRE EM CONTATO**



ProfÁgua



Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos

Sobre o ProfÁgua

O ProfÁgua é um curso de mestrado stricto sensu, GRATUITO, na área de ciências ambientais, que proporciona ampla formação aos profissionais, aliando teoria e prática, de modo a aumentar a eficácia de sua atuação na área de recursos hídricos.

Acesse nosso site:



Mais informações

(18) 3743 - 1978 (ramal 1917 ou 1921)
profagua@unesp.br

ÁREAS DE CONCENTRAÇÃO

1 - Instrumentos da Política de Recursos Hídricos

2 - Regulação e Governança de Recursos Hídricos

Linhas de pesquisa

1.1 - Ferramentas Aplicadas aos Instrumentos de Gestão de Recursos Hídricos

1.2 - Metodologias para Implementação dos Instrumentos de Gestão de Recursos Hídricos

2.1 - Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos

2.2 - Segurança Hídrica e Usos Múltiplos da Água



AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO

| SUMÁRIO |

NEXO ÁGUA-ENERGIA: UM ESTUDO DE CASO NA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO DE CAMPO MOURÃO, PARANÁ	16
NANOTECNOLOGIAS E A INTERLOCUÇÃO COM O DIREITO AMBIENTAL: DESAFIOS JURÍDICOS NA REGULAMENTAÇÃO DO (NANO) RISCO.....	22
POTENCIAL DE USO CONSERVACIONISTA E ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO BUTUÍ, FRONTEIRA OESTE DO RS	32
GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS EM COMUNIDADES DA ZONA RURAL	42
UNIVERSALIZAÇÃO DO ABASTECIMENTO DE ÁGUA E ESGOTAMENTO SANITÁRIO EM BLUMENAU (SC) À LUZ DO NOVO MARCO REGULATÓRIO DO SANEAMENTO	48
GEOTURISMO ESPELEOLÓGICO COMO POSSÍVEL RESPOSTA AO PARADOXO DA GEOCONSERVAÇÃO E A EXPANSÃO DO AGRONEGÓCIO NO MATOPIBA-TO/BRASIL	56
IMPORTAÇÃO E EXPORTAÇÃO DE RESÍDUOS POLIMÉRICOS NO BRASIL	66
ANÁLISE DA APLICAÇÃO DA POLÍTICA NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS NO MUNICÍPIO DE ROLANTE/RS	75
PLANOS DE CONTINGÊNCIA COMO INSTRUMENTO PARA O GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS DE DESASTRES NATURAIS NO ESPÍRITO SANTO.....	83
AÇÕES GOVERNAMENTAIS QUE REGULAMENTAM E PLANEJAM A EXPLORAÇÃO DAS ÁGUAS TERMAIS EM CALDAS NOVAS E RIO QUENTE (BR/GO).....	89
RESÍDUOS SÓLIDOS DE COMUNIDADES RIBEIRINHAS NO MUNICÍPIO DE CARACARAÍ/RR	98
A DELIMITAÇÃO ÁREAS APTAS À URBANIZAÇÃO EM LAGOA DOURADA (MG)	110
GOVERNANÇA DOS RECURSOS HÍDRICOS NO ESTADO DO AMAZONAS: FONTES DE RECURSOS E CAMINHOS.....	120
GESTÃO AMBIENTAL EM UMA ORGANIZAÇÃO SOCIAL DE SAÚDE: PRIMEIROS PASSOS E DESAFIOS	130
PERSPECTIVAS DOS CURSOS HÍDRICOS URBANOS FRENTE À LEI 14.285/2021: O EXEMPLO DO MUNICÍPIO DE JOINVILLE/SC	138
INTEGRAÇÃO DE POLÍTICAS AMBIENTAIS PARA A SUSTENTABILIDADE DOS RECURSOS HÍDRICOS: DESAFIOS E OPORTUNIDADES NO BRASIL.....	146
DORMENTES POLIMÉRICOS: UMA NOVA ALTERNATIVA DE SUSTENTABILIDADE PARA A VIA PERMANENTE	152
APLICAÇÃO DA LAMA VERMELHA COMO FÍLER NA PRODUÇÃO DE MISTURAS ASFÁLTICAS	159
APLICAÇÃO DO RESÍDUO DE BORRACHA DA INDÚSTRIA CALÇADISTA EM BLOCOS INTERTRAVADOS DE CONCRETO PARA PAVIMENTAÇÃO	169
STUDY OF MANUFACTURING BRICKS WITH WASTE GLASS IN A FIRING SHORTER TIME.....	178

ALINHADORES ORTODÔNTICOS: CARACTERIZAÇÃO, QUANTIFICAÇÃO E DESTINAÇÃO.....	183
INFLUÊNCIA DA UTILIZAÇÃO DE RESÍDUOS GERADOS POR USINA TERMELÉTRICA EM MISTURAS ASFÁLTICAS SUSTENTÁVEIS	191
ANÁLISE DA GESTÃO DOS RESÍDUOS DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE RORAIMA – CAMPUS PARICARANA E PROPOSTA DE GERENCIAMENTO DE ALTERNATIVAS VIÁVEIS	201
RECYCLING OF RICE HUSK IN POLYMERIC COMPOSITES: APPLICATIONS OF ROSIN AS A RENEWABLE ADDITIVE.....	209
AVALIAÇÃO DE ÓLEO RESIDUAL ORIUNDO DA FABRICAÇÃO DE LATAS DESTINADO A COPROCESSAMENTO EM FORNOS DE CIMENTO	218
AVALIAÇÃO DA PRODUÇÃO VOLUMÉTRICA DE BIOMETANO A PARTIR DA UTILIZAÇÃO DE ESTERCO BOVINO	224
DESENVOLVIMENTO DE FERTILIZANTE RECOBERTO A PARTIR DE QUITOSANA PARA REDUÇÃO DE PERDAS DE NITROGÊNIO RELACIONADAS A LIXIVIAÇÃO E VOLATILIZAÇÃO	232
SÍNTESE DE ADITIVO PARA RECOBRIMENTO DE FERTILIZANTE NITROGENADO.....	239
USO DO PÓ DE RESÍDUO DE CURTUME COMO ADIÇÃO EM ARGAMASSA: UMA REUTILIZAÇÃO SUSTENTÁVEL.....	247
LODO PROVENIENTE DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS: DESTINAÇÃO SUSTENTÁVEL E USO PARA FINS AGRÍCOLAS.....	256
EXPANDED POLYSTYRENE (EPS) RECYCLING: AN ENVIRONMENT FRIENDLY PROCESS TO RECOVERY OF DISSOLVED POLYSTYRENE (PS) USING WASTE COOKING SOYBEAN OIL	266
UTILIZAÇÃO DO RESÍDUO DE PET PARA PRODUÇÃO DE PAVIMENTOS INTERTRAVADOS (PAVERS).....	273
RESÍDUO AGROECOLÓGICO COMO SUBSTRATO PARA PRODUÇÃO DE ENZIMA PARA INDÚSTRIA ALIMENTÍCIA	281
AVALIAÇÃO AMBIENTAL DA SUBSTITUIÇÃO DE AGREGADOS NATURAIS PELOS AGREGADOS SIDERÚRGICOS <i>BAOSTEEL SLAG SHORT FLOW</i> (BSSF) EM CAMADAS DE PAVIMENTOS	287
AVALIAÇÃO AMBIENTAL DA APLICAÇÃO DE RESÍDUOS SIDERÚRGICOS EM UMA ÁREA DEGRADADA PELA MINERAÇÃO LICENCIADA COMO ATERRO DE RESÍDUOS DA CONSTRUÇÃO CIVIL.....	297
UTILIZAÇÃO DE RESÍDUOS PLÁSTICOS NA COMPOSIÇÃO DE REVESTIMENTO ASFÁLTICO.....	307
VIABILIDADE DO USO DE AREIA DE PRAIA EM ARGAMASSA DE ASSENTAMENTO.....	315
INFLUÊNCIA DA GRANULOMETRIA DAS CINZAS DE INCINERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS PERIGOSOS (RSP) NA FILTRAÇÃO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO.....	322
DIAGNÓSTICO DO GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO MUNICÍPIO DE SÃO SEBASTIÃO DO CAÍ	333

LAVAGEM ÁCIDA E BÁSICA COMO ALTERNATIVA SIMPLES E EFICIENTE PARA VALORAÇÃO DE RESÍDUO INDUSTRIAL DA QUEIMA DA CASCA DE ARROZ.....	341
CARACTERIZAÇÃO DA GERAÇÃO E MANEJO DE RESÍDUOS SÓLIDOS NA COMUNIDADE INDÍGENA TARAU PARU EM PACARAÍMA-RR.....	349
AVALIAÇÃO DA DISPOSIÇÃO FINAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS GERADOS NO ESTADO DE RIO DE JANEIRO EM 2022.....	357
ESTUDO SOBRE A CORRELAÇÃO ENTRE TURBIDEZ E SÓLIDOS SUSPENSOS COM A CARACTERIZAÇÃO MORFOMÉTRICA NA BACIA DO RIO PIRANGA - MG.....	366
OS IMPACTOS DOS MICROPLÁSTICOS EM SERES VIVOS AQUÁTICOS DE ÁGUA DOCE: REVISÃO SISTEMÁTICA DE TOXICOLOGIA AMBIENTAL.....	374
ANÁLISE TEMPORAL DO ÍNDICE DE CONFORMIDADE AO ENQUADRAMENTO (ICE) DO RIO MANHUAÇU, AFLUENTE DO RIO DOCE.....	381
AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO E DO REGIME DE CHUVAS SOBRE A QUALIDADE DA ÁGUA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SANTO ANTÔNIO, MG.....	390
ANÁLISE DA EFICIÊNCIA DA PRECIPITAÇÃO MÉDIA GERADA POR INTERPOLADORES MEDIANTE A RESPOSTA DE UM MODELO CHUVA-VAZÃO.....	399
AVALIAÇÃO DE PARÂMETROS QUALI-QUANTITATIVOS NO RIO MAQUINÉ – RS: IMPORTÂNCIA DO LEVANTAMENTO DE CAMPO.....	408
URBANIZAÇÃO COMO CONDICIONANTE DA QUALIDADE DA ÁGUA DE DOIS SANGRADOUROS NO LITORAL NORTE DO RS.....	416
AVALIAÇÃO DO PERIGO DE CONTAMINAÇÃO DOS AQUÍFEROS PRÓXIMOS AOS CEMITÉRIOS DE TERESINA, PIAUÍ.....	422
INTERFERÊNCIA DA PRECIPITAÇÃO NA TOXICIDADE E QUALIDADE MICROBIOLÓGICA DA ÁGUA NO CÓRREGO CAPIVARA EM LONDRINA-PR.....	429
INVESTIGAÇÃO DA CAPACIDADE DE AUTODEPURAÇÃO DOS CORPOS D'ÁGUA NA ÁREA URBANA DE CAÇAPAVA DO SUL, RS.....	438
ANÁLISE DA TOXICIDADE E QUALIDADE DA ÁGUA DO CÓRREGO CAPIVARA EM LONDRINA - PARANÁ.....	445
ESTIMATIVA DA CONCENTRAÇÃO DE SEDIMENTOS EM SUSPENSÃO E CLOROFILA-A: ESTUDO DE CASO, ESTUÁRIO DA LAGOA DOS PATOS- RS.....	454
AVALIAÇÃO DO ÍNDICE DE GEOACUMULAÇÃO EM SEDIMENTOS CONTAMINADOS POR METAIS DE ATIVIDADES INDUSTRIAIS E DO COMPLEXO PORTUÁRIO DE NITERÓI, BAÍA DE GUANABARA, RIO DE JANEIRO - RJ.....	460
CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS POR ESGOTO SANITÁRIO: COMO AVALIAR A FONTE DA CONTAMINAÇÃO?.....	467
POÇO TUBULAR DA CIDADE DE BOA VISTA, RORAIMA - BRASIL:.....	475
ESTIMATIVA DE RECARGA DO AQUÍFERO BOA VISTA.....	475
AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA SUBTERRÂNEA E DOS IMPACTOS GERADOS SOB ATIVIDADES AGROPECUÁRIAS NO PERÍMETRO IRRIGADO DE SUMÉ-PB.....	482

ESTUDO DA UTILIZAÇÃO DA ÁGUA DA CHUVA NOS TREINAMENTOS DE COMBATE A INCÊNDIOS.....	503
CONCEPÇÃO DE SISTEMA DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS PARA UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE EM SUMÉ -PB.....	512
QUALIDADE DA ÁGUA EM RIOS E RESERVATÓRIOS: CONCEITOS, DEFINIÇÕES, TIPOS E MORFOLOGIA DE RESERVATÓRIOS.....	518
SEGURANÇA HÍDRICA NOS BIOMAS BRASILEIROS PARA DIFERENTES CENÁRIOS DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS E CONSUMO DE ÁGUA AO FINAL DO SÉCULO XXI.....	522
APPLICATION OF CAVITATION JET APPARATUS ON EVALUATION OF CAVITATION EROSION OF SOLID SURFACES.....	532
PEGADA HÍDRICA: CONCEITOS E USOS MÚLTIPLOS DA ÁGUA NO AMAZONAS.....	538
A INFRAESTRUTURA VERDE COMO ABORDAGEM DE RENATURALIZAÇÃO DA PAISAGEM URBANA: CONCEPÇÕES E ELEMENTOS ESTRUTURANTES.....	543
USO DE IMAGENS DO GOOGLE EARTH NA AVALIAÇÃO DA DRENAGEM URBANA: ESTUDO DE CASO EM UM CRUZAMENTO NA CIDADE DE PACATUBA-CE.....	552
CAPACIDADE DE UTILIZAÇÃO DE ÁGUAS PLUVIAIS EM UMA INSTITUIÇÃO DE ENSINO.....	559
AVALIAÇÃO DE JARDINS DE CHUVA NA RETENÇÃO DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL EM AMBIENTES URBANOS NO BRASIL.....	565
PROPOSTA DE INTERVENÇÃO SUSTENTÁVEL EM SISTEMA DE DRENAGEM DE ÁGUAS PLUVIAIS COM JARDINS DE CHUVA.....	574
JARDIM DE CHUVA COM SISTEMA DE BIORRETENÇÃO: CONSTRUÇÃO DE UM PROTÓTIPO DIDÁTICO DE BANCADA NO INSTITUTO FEDERAL DO CEARÁ.....	583
CAPACIDADE FILTRANTE DE PLACAS DE CONCRETO PARA USO EM PAVIMENTOS PERMEÁVEIS.....	590
A DRENAGEM SUSTENTÁVEL COMO MEIO DE MITIGAR AS INUNDAÇÕES NOS CENTROS URBANOS.....	600
APROVECHAMIENTO DEL AGUA PLUVIAL EN HOSPITALES, A PARTIR DE SISTEMA DE DRENAJE SOSTENIBLE.....	606
LITERATURE REVIEW AND UNDERGRADUATE STUDENT PERCEPTION OF FLOOD RISK AND SEDIMENT MANAGEMENT AS URBAN DESIGN AND PLANNING PRACTICES: A TWO-LANE ROAD NEEDED FOR THE STORMWATER SOCIOENVIRONMENTAL NEXUS.....	616
ANÁLISIS DE IMPACTO HIDROLÓGICO DE ESCENARIOS URBANOS EN LA CIUDAD DE OBERÁ, MISIONES.....	626
ANÁLISE COMPARATIVA DE SUSCETIBILIDADE A ALAGAMENTOS E INUNDAÇÕES EM ÁREA URBANA PARA DIFERENTES ESCALAS DE PRECISÃO.....	632
ALAGAMENTOS E INUNDAÇÕES: ANÁLISE DAS SÉRIES TEMPORAIS PLUVIOMÉTRICA E FLUVIOMÉTRICA DA CIDADE DE PARINTINS AMAZONAS/1961-2021.....	640
AVALIAÇÃO DO USO DE TELHADOS VERDES ATRAVÉS DE MODELAGEM COMPUTACIONAL NA SUB-BACIA P13 EM TERESINA-PI.....	647

PROPOSTA DE PROJETO VERDE EM DRENAGEM URBANA BASEADA NO APROVEITAMENTO DA ESTRUTURA DA BOCA DE LOBO EM ASSOCIAÇÃO A CANAL SUBSUPERFICIAL: PESQUISA EXPERIMENTAL	654
TÉCNICAS E ESTUDOS DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS: AVANÇOS E PERSPECTIVAS	661
ECOTOXICIDADE DE SOLOS CONTAMINADOS COM PRESERVANTES DE BAMBU	667
ANÁLISE DE MANIFESTAÇÕES PATOLÓGICAS CAUSADAS PELA CONTAMINAÇÃO DO AÇUDE GRANDE NA CIDADE DE CAJAZEIRAS PARAÍBA	675
FRACIONAMENTO QUÍMICO E CARACTERIZAÇÃO DE SUBSTÂNCIAS HÚMICAS EXTRAÍDAS DE SOLOS SUBMETIDOS A PLANTIO DIRETO COM E SEM TERRACEAMENTO	680



ARTIGOS COMPLETOS

ÁREA TEMÁTICA
Políticas Públicas, Legislação e Meio Ambiente

NEXO ÁGUA-ENERGIA: UM ESTUDO DE CASO NA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO DE CAMPO MOURÃO, PARANÁ

¹Emilly Delbone Galicki, ²Vanessa Medeiros Corneli, ³Valdomiro Lubachevski Kurta, ⁴Evandro Luis Volpato, ⁵Cristiane Kreutz

¹Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: emillydg@yahoo.com.br, ²Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: vanessacorneli@utfpr.edu.br, ³Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: vkurta@utfpr.edu.br, ⁴Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: volpato@utfpr.edu.br, ⁵Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: ckreutz@utfpr.edu.br

Palavras-chave: eficiência hídrica; eficiência energética; correlação de Pearson.

Resumo

Com o crescimento constante do consumo de recursos hídricos e energéticos, há a necessidade de amplificar seu acesso e, concomitantemente, propor alternativas que minimizem os impactos ambientais causados pelo uso dos mesmos. Para que isso ocorra é imprescindível o reconhecimento das interconexões entre esses recursos, chamado nexo. O nexo água-energia vem manifestando-se neste momento atual, onde as mudanças climáticas, padrões de consumo e crescimento populacional tem pressionado os recursos naturais disponíveis. Sendo assim, estudos envolvendo o nexo água-energia se tornam importantes, seja em iniciativas e projetos públicos ou privados, no sentido de ampliar a sinergia entre a gestão e utilização de água e energia, diminuindo os impactos causados mutuamente e garantindo o uso sustentável desses recursos, uma vez que o planeta está passando por uma crise associada às mudanças climáticas, ameaçando a saúde dos ecossistemas, e a da humanidade. Diante deste cenário, este trabalho teve por objetivo avaliar a relação nexo água-energia da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) de Campo Mourão, Paraná. A metodologia baseou-se numa pesquisa exploratória, no qual foi realizado um levantamento de dados secundários de demanda hídrica e elétrica da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) do município de Campo Mourão, estado do Paraná. Foi realizada uma análise estatística utilizando o teste de correlação de Pearson para a identificação do grau de dependência entre as variáveis água e energia. Os resultados indicaram que há uma forte correlação entre as variáveis, com um valor do coeficiente de Pearson de 0,70. Conclui-se, portanto, que a ETE de Campo Mourão, Paraná, foi avaliada com forte relação de nexo entre as variáveis água e energia.

Introdução

De acordo com o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (2022), a demanda por recursos hídricos e energéticos tende a ser crescente, devido ao grande contingente industrial e populacional, pois está associada tanto ao abastecimento para consumo populacional, quanto ao desenvolvimento de produtos e serviços. Em contrapartida, a redução de perdas dos volumes de água e energia utilizados, por meio de investimentos em saneamento e em tratamento de esgotos, não acompanhou tal crescimento, potencializando o déficit desses recursos (LEONETI; PRADO; OLIVEIRA, 2011). A interdependência entre o setor hídrico e o energético vem sendo considerada um fator de extrema preocupação na perspectiva da sustentabilidade, tanto para as gerações atuais quanto para as futuras, sendo prioridade para o desenvolvimento de um país. Essa interdependência é chamada de nexo, sendo conceituada como uma ferramenta objetivando o desenvolvimento sustentável, tendo como propósito o equilíbrio na utilização e oferta desses recursos existentes no meio ambiente (BIGGS *et al.*, 2015). A escassez de água e de energia afetam a natureza, sociedade e a economia, provocando desigualdade social, falta de acesso à educação e trabalho, prejuízos à agricultura, agropecuária, entre outros.

O problema da escassez da água não está diretamente ligado com a quantidade e sim com a distribuição desigual que ocorre nas diferentes regiões do Brasil e com a qualidade deste recurso, tornando-se uma adversidade crescente na degradação dos recursos hídricos (SANTOS *et al.*; 2011). Tratando-se da escassez energética, a utilização da energia não renovável trouxe como consequência, alguns problemas, assim como a dependência entre eles. Esse crescente consumo, associado ao aumento da poluição, colaboram para um dos principais problemas ambientais: a indisponibilidade e contaminação dos recursos naturais (RIBEIRO; ROOKE, 2010).

Devido ao aumento dos impactos ambientais nos últimos anos, causados pela constante interferência do ser humano sobre o meio ambiente, muitas pesquisas começaram a surgir mostrando a existência de uma forte inter-relação entre si, tornando ainda mais evidente a necessidade de quebra de paradigmas relacionados a sustentabilidade ambiental (FILHO, 2022).

Define-se sustentabilidade ambiental como o vínculo entre os sistemas ecológicos e econômicos dando suporte a vida humana, com objetivo de diminuir o uso imprudente dos recursos renováveis e não renováveis, proporcionando o desenvolvimento sustentável e assegurando um processo de desenvolvimento durável, constante e consolidado. Neste novo cenário, surge o conceito de nexo, que metodologicamente, foi definido por volta de 2008, na América, onde acontecia uma crise econômica mundial, fomentada pela falência do banco americano Lehman Brothers. Nesse período o debate sobre estabilidade, segurança, desafios sociais, econômicos e ecológicos, de modo integrado e dinâmico, ganhou força, tornando-se um dos temas do Fórum Mundial daquele ano. A partir deste momento, o nexo vem sendo cada vez mais reconhecido como uma importante ferramenta para a continuidade do desenvolvimento sustentável (FILHO, 2022).

Em 2011, o conceito de nexo recebeu maior importância e notabilidade, sendo trazido a tona na Conferência de Bonn, com o título “O Nexo de Energia Hídrica e Segurança Alimentar – Soluções para a Economia Verde”, na qual foram apresentadas evidências sobre como o nexo pode aprimorar a segurança hídrica, energética e alimentar, através do aumento da eficiência, melhoria da governança, diminuição de perdas e formação de sinergias em todos os setores da economia, contribuindo como uma importante ferramenta para alavancar os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) (UNITED NATIONS ECONOMIC COMMISSION FOR EUROPE, 2015). Nesse contexto, este trabalho tem por objetivo analisar o nexo água-energia da estação de tratamento de esgoto de Campo Mourão.

Material e Métodos

A metodologia aplicada para a coleta de dados foi caracterizada por ser uma pesquisa descritiva-exploratória, onde foram reunidas informações em fontes primárias e secundárias. Como fonte primária, foi realizado um levantamento na estação de tratamento de esgoto (ETE) de Campo Mourão, que reuniu informações sobre a demanda hídrica e elétrica, por meio de um questionário de pesquisa. Esses dados representam o quantitativo de água (m^3) e energia (kWh) consumidos nos meses de 2022, volume de esgoto coletado (m^3), número de economias ativas de esgoto, a fim de calcular quanto se gasta de água e energia para tratar $1 m^3$ de esgoto, bem como o grau de dependência entre água e energia consumidos. Como fonte secundária foram realizadas pesquisas bibliográficas em sites sobre o saneamento básico, dentre eles destaca-se como principais páginas consultadas a Agência Nacional de Águas (ANA), o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) e documentos técnicos sobre saneamento básico, como leis, políticas públicas, e artigos acadêmicos contemplando o tema, visando a fundamentação teórica.

O estudo foi teve como objeto a Estação de Tratamento de Esgoto da cidade de Campo Mourão. O município de Campo Mourão está localizado na parte centro-oeste do estado do Paraná, região nomeada Comunidade dos Municípios da Região de Campo Mourão (COMCAM) e limita-se ao norte com os municípios de Peabiru e Araruna, ao sul com os municípios de Luiziana e Mamborê, a oeste com o município de Farol e a Leste com o município de Barbosa Ferraz e Corumbataí do Sul. Campo Mourão possui uma área territorial de $763,637 km^2$, e está a 585 metros acima do nível do mar. Sendo localizado nas seguintes coordenadas geográficas: Latitude: $24^{\circ}02'44''$ Sul (UTM 7.340.028,921N) e Longitude: $52^{\circ}22'59''$ Oeste (UTM 359.367,802E) (CAMPO MOURÃO, 2018).

O sistema de Esgotamento Sanitário é constituído pela Bacia Rio do Campo e Bacia km 119, o esgoto é coletado em sua maior parte por gravidade e segue para a ETE Rio do Campo (Figura 1a) que conta com 100 L/s de capacidade de tratamento. O esgoto coletado na Bacia km 119 segue para a estação elevatória Santa Cruz e é recalcado para a ETE km 119 (Figura 1b) contando com $125 L.s^{-1}$ de capacidade de tratamento. Os processos utilizados em ambas as ETE são: reator anaeróbio; lagoa anaeróbia; lagoa facultativa; lagoa de maturação (CAMPO MOURÃO, 2018).

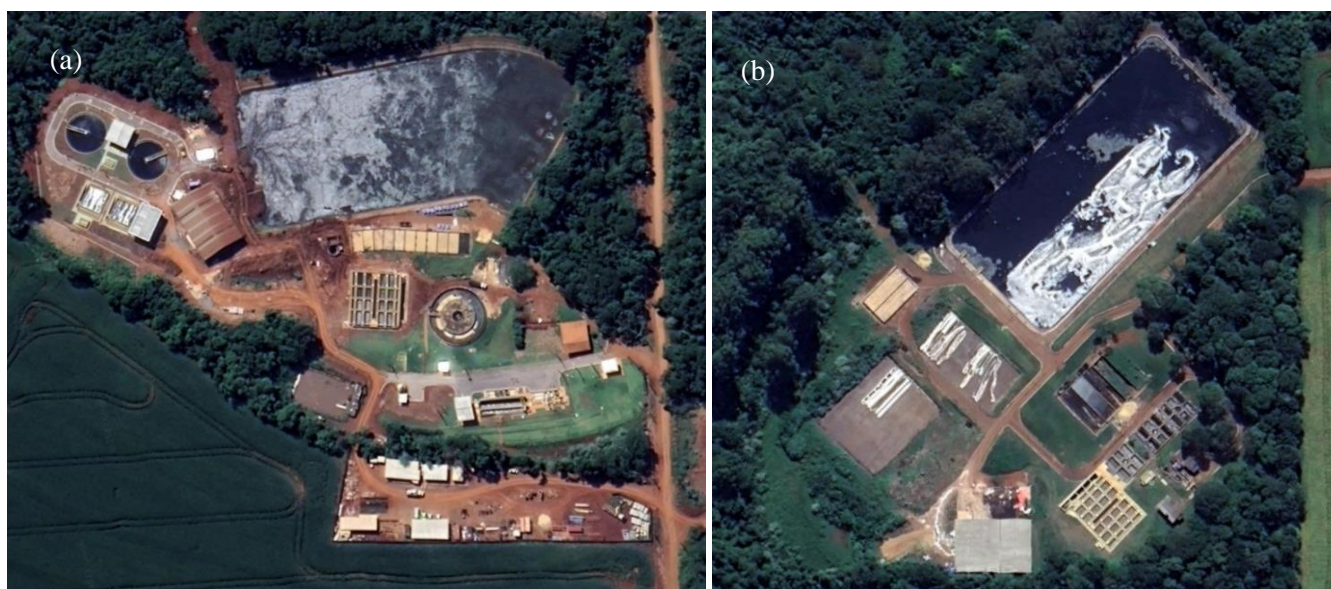


Figura 1 – Vista aérea da ETE Rio do Campo (a) e Km 119 (b)

A fim de estabelecer a associação entre os parâmetros consumo de água e energia das ETE de Campo Mourão, foi utilizado o teste estatístico de correlação de Pearson, na qual este coeficiente mede o grau de correlação linear entre duas variáveis quantitativas apresentando valores entre -1 (perfeita correlação negativa) e 1 (perfeita correlação positiva), quanto mais próximo de 1 (independentemente do sinal) maior é o grau de correlação linear entre as variáveis. Caso o coeficiente apresente o valor 0 (zero), denota que as duas variáveis não dependem linearmente uma da outra, devendo ser analisadas por outros métodos. Dancy e Reidy (2006), indicam que valores na faixa de 0,10 até 0,39 são considerados como uma correlação

fraca, valores de 0,40 até 0,69 podem ser definidos como uma correlação moderada, e valores de 0,70 até 1 representam uma forte correlação, sendo calculada conforme Equação 1.

$$R = \frac{\sum(x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{[\sum(x_i - \bar{x})^2][\sum(y_i - \bar{y})^2]}} \quad (1)$$

Onde:

R= Coeficiente de Pearson

x_i = Valor da primeira variável

\bar{x} = Média da primeira variável

y_i = Valor da segunda variável

\bar{y} = Média da segunda variável

\sum = Somatória

Resultados e Discussão

A disponibilidade hídrica do sistema de abastecimento de água em Campo Mourão conta com uma captação superficial realizada no rio do Campo com volume de 675 m³.h⁻¹ e com vazão explorada de 305 L.s⁻¹ (1.100 m³.h⁻¹). Além do rio do Campo, outros cinco poços artesianos são utilizados na captação de água, com a produção de 95,83 L.s⁻¹ (345 m³.h⁻¹), totalizando 273,97 L.s⁻¹ (23.670,48 m³.d⁻¹) durante 24 horas (CAMPO MOURÃO, 2018). Já a disponibilidade elétrica no sistema de abastecimento elétrico do município é feita pela Companhia Paranaense de Energia (COPEL) e, de acordo com o último relatório estatístico do município, ao final de 2021, contou com o total do consumo de energia anual de 316.004 Mwh (INSTITUTO PARANAENSE DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL, 2023).

Os dados de consumo de água e energia das duas estações de tratamento de esgoto do município de Campo Mourão, bem como o volume de esgoto coletado, estão apresentados na Tabela 1.

Ano 2022	Volume de esgoto coletado (m ³)	Número de economias* ativas de esgoto	Consumo total de água nas ETE (m ³)	Consumo de energia para bombeamento (6 elevatórias) até as ETE (kWh)	Consumo de energias nas ETE (kWh)	Consumo total de energia nas ETE (kWh)
Janeiro	426.694	38.390	209	55.866	12.466	68.332
Fevereiro	391.458	38.479	247	52.976	31.049	84.025
Março	451.046	38.579	450	48.788	31.359	80.147
Abril	376.264	38.740	246	55.835	29.356	85.191
Maio	389.970	38.802	248	57.692	25.512	83.204
Junho	373.258	38.900	261	54.385	22.021	76.406
Julho	380.665	38.997	353	55.036	20.899	75.935
Agosto	391.236	39.074	389	52.190	24.368	76.558
Setembro	390.969	39.135	447	53.537	27.072	80.609
Outubro	383.697	39.194	480	63.512	27.259	90.771
Novembro	400.681	39.293	472	83.609	25.883	109.492
Dezembro	438.799	40.712	677	82.029	25.883	107.912

Tabela 1 – Dados de consumo de água e energia nas ETEs de Campo Mourão - PR
*Quantitativo de imóveis atendidos com ligação de esgoto

Fonte: Autoria própria (2023).

Não existe sistema sem perdas de água, assim como não existe operação sem a utilização de energia elétrica (MARTINS, 2022). A disponibilidade de água afeta a viabilidade dos projetos energéticos, assim como os serviços hídricos dependem da disponibilidade elétrica para o fornecimento de água potável e serviços de saneamento. Da eletricidade consumida no setor hídrico, 40% corresponde a extração, 25% tratamento e 20% distribuição. E aproximadamente metade da energia utilizada no setor hídrico é utilizada para o bombeamento de águas subterrâneas para fins agrícolas, sendo o restante para a dessalinização. O consumo elétrico e hídrico de uma estação de tratamento de esgoto é de extrema importância para

todo o funcionamento das etapas de captação, condução, tratamento, armazenamento e lançamento final, 6 a 18% da demanda energética das cidades é utilizada no transporte e tratamento hídrico (GREGÓRIO; MARTINS, 2011). A interdependência entre água e energia vem crescendo progressivamente ao longo dos anos e deverá se intensificar rapidamente nos próximos 25 anos com base nas estimativas mundiais (INTERNATIONAL ENERGY AGENCY, 2016).

De acordo com a Companhia de Saneamento do Paraná (2023), 100% do esgoto coletado é tratado e então vai para os corpos receptores rio do Campo e outro rio não disponível na base hidrográfica utilizada (sem nome), conforme indicado na Figura 4. Sua rede de ligações conta com 6 elevatórias, e o número de economias ativas (equipamentos e instalações designadas ligadas a rede coletora de esgoto) no final do ano de 2022, foi de 40.712. Durante o ano de 2022, o volume de esgoto coletado encaminhado a ETE foi de 438.799 m³ e o consumo de energia despendida no bombeamento do esgoto até a ETE foi de 82.029 kWh. Ao longo do tratamento do esgoto coletado, o consumo de água foi de 677 m³ nas duas ETE e o consumo de energia das duas ETE foi de 25.883 kWh.

Quanto aos consumos adicionais de água e energia durante o processo de tratamento e lançamento do esgoto, tais como manutenções, limpezas de canos e filtros, manutenção da casa de máquinas, etc., não houve como separar esses consumos, pois a Sanepar conta com apenas 1 padrão de energia elétrica (unidade consumidora da Copel) em cada uma das duas ETE. Foram coletadas as faturas de energia do mês de abril de 2023 de cada ETE, sendo que a ETE rio do Campo possui duas faturas, uma de baixa tensão e outra de alta tensão, e a mesma está passando por reformas no momento atual. Nas faturas é possível observar alguns gastos separadamente como energia elétrica de consumo, energia elétrica de uso do sistema, iluminação pública municipal e de demanda.

Considerando a tarifa média de esgoto cobrada, no mês de abril de 2023 totalizou-se R\$ 34.254,38 de gasto energético em esgotamento sanitário na cidade de Campo Mourão, sendo R\$ 26.125,48 na ETE rio do Campo e R\$ 8.128,93 na ETE Km 119. Analisando o volume médio de esgoto coletado (em m³) durante o ano de 2022, para cada 1 m³ de esgoto tratado gastam-se 0,209 kWh de energia total, 0,142 kWh de energia para bombeamento (6 elevatórias) e 0,001 m³ de água.

O coeficiente de Pearson resultou em 0,70, indicando forte correlação (entre 0,7 a 1) entre as o consumo de água e consumo de energia para produção de 1 m³ de esgoto tratado, conforme visualizado na Figura 2. As linhas em vermelho representam a média de cada eixo, sendo a média do consumo de água de 373,25 m³ e a média do consumo de energia de 84.881,83 mWh para as duas estações analisadas.

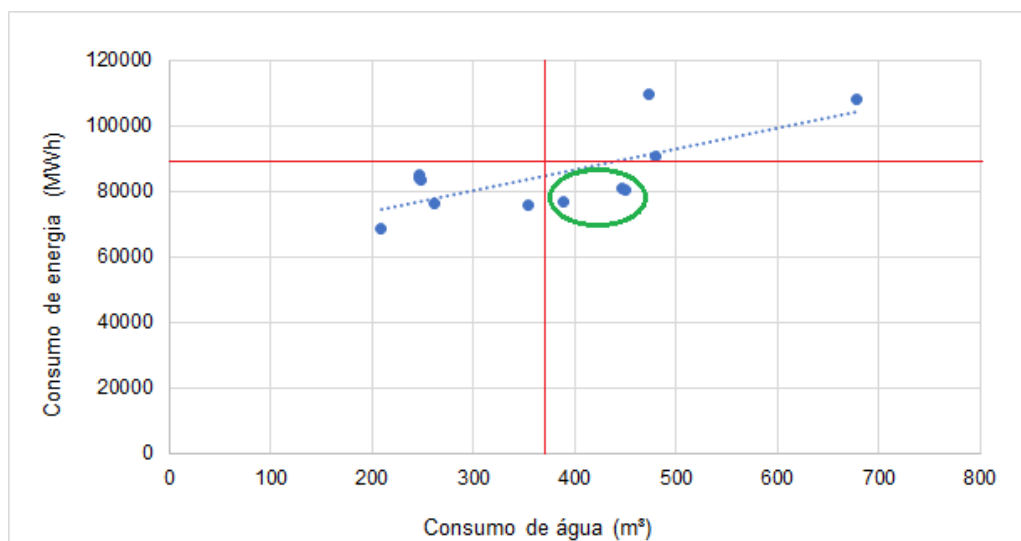


Figura 2 – Gráfico de correlação entre consumo de água e energia das ETEs
Fonte: Autoria própria (2023).

Quando o consumo de água das duas ETE se encontra acima da média, espera-se que o consumo de energia também esteja acima da média. As únicas exceções encontram-se circundadas em cor verde, estando acima da média do consumo de água, porém abaixo da média do consumo de energia. Sendo assim, se estes dois pontos fossem excluídos da análise, o coeficiente de Pearson seria igual a 1, indicando correlação perfeita de nexos entre as duas variáveis água e energia, consumidas nas ETE analisadas.

Devido à forte correlação entre água e energia presente nas ETE de Campo Mourão, é necessário levar em conta a ainda atual falta de sinergia entre os setores de água e energia que causam impactos e riscos relacionados à segurança hídrica e energética. Alguns cenários críticos devem ser levados em conta, como a contaminação dos recursos hídricos ocasionados pela extração e transformação de energia, o aumento do consumo de água e energia para a produção de alimentos, bem como o aumento da população mundial. Estes são alguns dos riscos que causam impactos e escassez, tornando os recursos muitas vezes insuficientes e inadequados para o consumo, necessitando de tratamentos adicionais, que podem levar ao aumento significativo da energia para esses processos, elevando a utilização e o preço desses recursos, causando tensões no sistema hídrico e elétrico e redução de sua eficiência (MARIANI *et al.*, 2016).

Percebe-se que as pressões energéticas sobre o setor hídrico podem afetar a disponibilidade de água, prejudicando assim outras demandas. Este fato pode deslocar populações urbanas e empresas afetadas, além de desencadear crises hídricas e energéticas, causando instabilidade política. É nesse sentido que a incorporação dessas sinergias a gestões e políticas são essenciais, visando a redução e prevenção dos impactos e riscos relacionados. Fazendo-se necessário a integração dos setores, onde água e energia se tornem suportes a todos os níveis de desenvolvimento e categorias da sociedade, sendo incorporadas aos planos de gestão, pensando-se em mudanças, econômicas, sociais e climáticas, com o objetivo de atuar em contextos que impactam a sociedade como um todo, como é o caso de possíveis escassezes hídricas e energéticas (RODRIGUES, 2017).

O nexo água-energia traz muitos desafios para a incorporação do conceito em comunidades, gestores e instituições, no entanto, é uma importante ferramenta que serve de subsídio para o monitoramento e análise das interdependências desses recursos. A integração de novas políticas e infraestruturas são extremamente importantes como opções de redução e gerenciamento do estresse hídrico e energético, buscando a melhor eficiência desses setores e promovendo inovações tecnológicas como novas opções de exploração dessas interligações (INTERNATIONAL ENERGY AGENCY, 2016).

Considerações Finais

Com base nos dados obtidos e analisados de disponibilidade hídrica e energética fornecidos pela Copel e Sanepar, por meio de entrevista e faturas concedidas, assim como dados de demanda hídrica e elétrica, calculou-se o coeficiente de Pearson, que resultou em 0,70, indicando forte grau de correlação entre as variáveis analisadas, ou seja, que existe um grau de dependência (nexo) entre água e energia, na estação de tratamento de esgoto do município de Campo Mourão – PR.

Essa comprovação é de extrema importância para uma análise efetiva de implantação no nexo em ETE, lembrando que é fundamental a elaboração de planejamentos, desenvolvimento, inovação, colaboração, capacidade técnica e propostas de melhoria e economia futuras nos sistemas de tratamento de esgoto, tanto do município de Campo Mourão, quanto em outros municípios. Com a finalidade de otimização de processos, evitando assim perdas e principalmente contribuindo para a sustentabilidade.

Agradecimentos

Os autores agradecem a Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), a Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR), pela contribuição, disponibilizando dados necessários para a realização desta pesquisa.

Referências Bibliográficas

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (Brasil). 2017. Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas. **Secretaria nacional de saneamento ambiental**. Brasília: ANA.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (Brasil). 2009. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2009**. Brasília.

ATLAS DE ENERGIA ELÉTRICA DO BRASIL. 2002. Brasília: ANEEL, 153 p.

BIGGS, E. et al. 2015. Sustainable development and the water–energy–food nexus: A perspective on livelihoods. **Environmental Science & Policy** 54: 389-397.

CAMPO MOURÃO (Município). 2018. **Plano municipal de saneamento básico água e esgoto**. Campo Mourão.

COMPANHIA PARANAENSE DE ENERGIA. 2018. **Relatório de responsabilidade socioambiental**. Campo Mourão, 2018.

DANCEY, C. P.; REIDY, J. 2006. **Estatística sem matemática para psicologia**. Porto Alegre: Artmed, 2006. 608 p. ISBN 978-85-363-0688-9.

FILHO, F. A. S.; et al. 2022. **Nexus clima, recursos hídricos, agricultura e energia na bacia estendida do Rio São Francisco**. Fortaleza: Expressão Gráfica e Editora, 2022. 946 p. ISBN: 978-65-5556-498-3.

GOOGLE. 2023. **Google Earth website**.

GREGÓRIO, V.; MARTINS, M. Q. 2011. Água e energia: conexões para uma nova sustentabilidade. In: CONGRESSO NACIONAL DE GEOGRAFIA, 8., 2011. Lisboa. **Anais...** Lisboa: [s.n].

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). 2008. **Pesquisa nacional de saneamento básico 2008**., Rio de Janeiro, Brasil.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). 2010. **Censo 2010: Brasil 1 por 1**.

- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). 2010. **Campo Mourão: panorama.**
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). 2017. **Pesquisa nacional de saneamento básico 2017.**, Rio de Janeiro, Brasil.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). 2021. **Atlas de saneamento.**
- INSTITUTO PARANAENSE DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL (IPARDES). **Caderno estatístico município de Campo Mourão.** 2023.
- INTERNATIONAL ENERGY AGENCY. 2016. **Water energy nexus.** Paris, France: IEA.
- LEONETI, A. B.; PRADO, E.L.; OLIVEIRA, S.V.W.B. 2011. Saneamento básico no Brasil: considerações sobre investimentos e sustentabilidade para o século XXI. **Revista de administração pública**, Rio de Janeiro, v. 2, n. 45, p. 331-48, mar./abr. 2011. ISSN 0034-7612
- MARIANI, L.; *et al.* 2016. Análise de oportunidades e desafios para o Nexo Água-Energia. **Revista desenvolvimento e meio ambiente**, Curitiba, v. 37, p. 9-30, maio. 2016.
- MARTINS, E. H. P. S. 2022. **Nexo água-energia: avaliação do uso de energia elétrica nas companhias de saneamento brasileiras.** 2022. Trabalho de Conclusão de Curso – Universidade Federal de Pernambuco, Caruaru, 2022.
- RIBEIRO, J. W.; ROOKE, J. M. S. 2010. **Saneamento básico e sua relação com o meioambiente e a saúde pública.** 2010. Trabalho de Conclusão de Curso (Especialização em Análise Ambiental) – Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2010.
- RODRIGUES, J. C. M. 2017. **O nexo água-energia-alimentos aplicado ao contexto da Amazônia paraense.** 2017. Dissertação (Programa de pós-graduação em geografia) – Universidade Federal do Pará, Belém, 2017.
- SANTOS, E. S.; *et al.* 2011. Avaliação da sustentabilidade ambiental do uso de esgoto doméstico tratado na piscicultura. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 16, n. 1, jan./mar. 2011.
- SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (SNIS). **Diagnóstico temático serviços de água e esgoto: gestão técnica de água ano de referência 2020.** [Brasília], 2022.

NANOTECNOLOGIAS E A INTERLOCUÇÃO COM O DIREITO AMBIENTAL: DESAFIOS JURÍDICOS NA REGULAMENTAÇÃO DO (NANO) RISCO.

¹Juliano Pádua de Oliveira, ²Thalita Grando Rauem

¹Universidade tecnológica Federal do Paraná, e-mail: julianopadua@alunos.utfpr.edu.br; ²Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: tgrauen@utfpr.edu.br

Palavras-chave: Nanopartículas; Meio Ambiente; Riscos e Benefícios; Regulamentação.

Resumo

A vida em sociedade é uma constante transformação e o desenvolvimento tecnológico segue também esse fluxo, o que nos primórdios parecia mera ficção científica hoje já está amplamente inserido no cotidiano das pessoas, sendo que, em alguns casos, certos processos e mecanismos que no passado eram novidades, hoje já se tornaram obsoletos. Fruto dessa evolução surgiu a nanotecnologia considerada, por boa parte da doutrina, como uma ciência multidisciplinar que cria, manipula e explora materiais em escala nanométrica (bilionésima parte do metro). Nesse contexto, é necessário indagarmos se o crescente avanço no que se refere à utilização de produtos em nanoescala vem acompanhado de uma segurança científica sobre os possíveis danos ambientais, atuais ou futuros, advindos de sua produção, emprego e descarte. Portanto, pretende-se discorrer sobre os instrumentos usuais do Direito Ambiental moderno e avaliar sua eficiência em tratar desse assunto frente a imprevisibilidade que envolve o desenvolvimento progressivo de produtos de base nanotecnológica e sua interação com o ecossistema. Indaga-se, portanto, se o arcabouço jurídico poderá ser o acoplamento estrutural que servirá para mediar o liame entre produção, utilização e descarte do passivo ambiental envolvendo produtos advindos dessa nova ciência. Sendo assim, frente a ausência de norma jurídica específica que trate desse assunto, será explorado se as estruturas de Direito Ambiental nacionais estariam aptas para tratar as questões referentes ao tema (Nano) potencialidades e (Nano) riscos. Por fim, cabe salientar que à ausência de regulamentação específica não deve servir de freio para o desenvolvimento, será, portanto, avaliando se existe um meio jurídico viável que possa conciliar progresso nanotecnológico e segurança ambiental.

Introdução

O desenvolvimento e inovação da ciência e da tecnologia visa, principalmente, trazer condições para que seja melhorada a qualidade de vida das pessoas e também um maior progresso econômico e social. Mas, embora esse avanço traga inúmeros benefícios para a sociedade, a preocupação com a introdução de novas tecnologias e os potenciais riscos que vem atrelados a elas fomentam amplos conflitos de opiniões no que se refere as possíveis lesões para o ecossistema como um todo. Dessa forma, o Direito Ambiental apresenta-se como uma oportunidade de mediação que permitirá regular a relação da nanociência com o homem, seus meios de produção e a preservação do meio ambiente (PANDEY; JAIN, 2020).

A introdução da tecnologia em escala nanométrica (nanotecnologia) é um campo que está em rápida expansão e quando empregado na cadeia produtiva vem oferecer incontáveis benefícios em todas as esferas do conhecimento, mas, também, carrega consigo um questionamento sobre os prejuízos atuais e futuros que possam ser inseridos na sociedade através da produção, do uso e, principalmente, do descarte inadequado (MOJTABA *et al.*, 2021).

Com a elaboração cada vez mais próspera de nanomateriais (NMs) inovadores, e sua produção ou aplicação industrial relacionada, seu risco ambiental tornar-se uma nova e crescente questão nas pesquisas (ENGELMANN, 2011).

Metodologia

Para a análise será utilizado a metodologia Proknow-C - Knowledge Development Process – Constructivist. Essa metodologia foi escolhida devido a simplicidade e sistematização da mesma para a construção do conhecimento necessário para se iniciar uma pesquisa, onde buscar-se-á conhecer pormenorizadamente a evolução e utilização de produtos advindos dessa tecnologia em escala manométrica. Essa pesquisa concentrou-se nos acervos eletrônicos disponíveis no banco de dados da Science Direct, Web of Science, Scopus e Google Acadêmico, além de obras físicas de autores diversos. Das bibliografias examinadas 66 foram utilizadas, de alguma forma, na execução do presente trabalho. Os termos de buscas de pesquisa (delimitadores e palavras-chave) foram empregues em várias combinações: I) Nanotecnologia e regulamentação; II) Riscos e benefícios da nanotecnologia; III) Legislação e nanotecnologia; IV) Nanotecnologia e meio ambiente; V) Nanotoxicidade e regulamentação; VI) Nanotecnologia no Brasil. A pesquisa foi preparada de março de 2022 até dezembro de 2022.

NANOTECNOLOGIA E MEIO AMBIENTE: um diálogo entre riscos e benefícios.

Ainda que a nanotecnologia seja uma ciência multidisciplinar e transversal que integre áreas da física, química, biologia, engenharias e outras afins (LOOS, 2014), para esse trabalho manteremos nosso foco no processo ambiental como um todo, incluindo a interação que melhore a qualidade, a sustentabilidade e a preservação do ecossistema bem como os potenciais riscos que rodeiam a produção, comercialização e descarte de substancias advindas desse sistema.

Devido às novidades trazidas pelos artifícios dessa escala produtiva e suas intrigantes e novas capacidades bem como os novos potenciais de dano, cabe aqui uma breve exposição sobre os riscos pertinentes a questões ambientais, pois, em geral esses materiais utilizam recursos naturais e podem gerar poluentes ao longo do seu ciclo de vida (ISIGONIS *et al.*, 2019).

Logo, para que o desenvolvimento tecnológico nessa área esteja perfilado com a busca social pela sustentabilidade faz-se necessário um melhor conhecimento das interações que esses engenhos sofrem com o meio para que as instituições de pesquisas e, principalmente os órgãos regulamentadores, possam atuar com o fino propósito de direcionar a maximização dos impactos positivos e a minimização dos negativos (SCHWAB, 2016).

Nesse enredo é possível dizer que a estratégia nanotecnológica oferece a possibilidade de introdução de mercadorias mais eficientes e ambientalmente mais saudáveis do que aquelas usadas atualmente, bem como um potencial para produzir bens de consumo abundantes com rendimentos de material muito maior, de produção de resíduos muito menor e fontes de poluição química reduzidas (SCHWAB, 2016).

Além de inspirar avanços econômicos também possibilita a melhoria na qualidade de vida sendo que, no referente ambiental, as principais áreas que podemos esperar grandes benefícios são: na prevenção da poluição ou dos danos indiretos ao meio ambiente, destaca-se o uso de nanomateriais catalíticos, os quais potencializam a eficiência e a seletividade de processos industriais, promovendo um maior aproveitamento de matérias primas com reduzido dispêndio de energia e menor produção de resíduos indesejáveis. (PANDEY *et al.*, 2020).

Ainda, existem nanomateriais que vem contribuindo com o desenvolvimento de sistemas de iluminação de baixo consumo energético, ainda mais visível à medida que essa nova tecnologia começa a se fazer presente na vida cotidiana, no espetáculo, nos serviços e em todo o empreendimento industrial (SILVA, 2008).

Hupffer e Lazzaretti (2019) ensinam que outra maneira de amparo ambiental é proporcionada pelo uso de nanoestruturas com nanosensores, nano-bots, nanopartículas magnéticas, etc., que podem ofertar um processo alternativo para a fabricação de dispositivos microeletrônicos. Os autores retro mencionados aludem também que existe uma influência positiva no que diz respeito ao tratamento ou remediação da poluição, isso por que suas características físico-químicas facilitam a dispersão na atmosfera, nos solos, nas águas e nos sistemas biológicos sendo que a grande área superficial das nanopartículas lhes conferem excelentes propriedades de adsorção de matéria orgânica e de metais, pois, a coleta subsequente das partículas e remoção de poluentes pode ser facilitada pelo uso, por exemplo, de nanopartículas magnéticas.

Nessa direção leciona a doutrina:

Suas propriedades semicondutoras ou de redox podem ser aproveitadas em processos de tratamentos de efluentes de águas e solos contaminados baseados na degradação química ou fotoquímica de poluentes orgânicos (JEEVANANDAM *et al.*, 2018).

Gradativamente a nanotecnologia pode ser importante para o desenvolvimento de uma nação em relação aos recursos renováveis, como a água e energia, posto que são recursos importantes, principalmente, para a indústria de base, em outras palavras, a nanotecnologia pode ser mais sustentável, quando comparada ao antigo modelo produtor-consumidor adotado pelos países industrializados (SHAH; POWERS, 2015).

A maioria das pesquisas na área de recursos hídricos envolvem materiais e processos simples e baratos, podendo ser implementados tanto nas comunidades remotas que sofrem com a escassez de água quanto nos grandes centros urbanos. Em relação à energia, existem diversos estudos baseados em nanotecnologia, voltados para o uso de energia solar, biomassa e energia eólica. A título de exemplo, cita-se o uso da técnica de fotocatalise, através do uso de energia solar e nanopartículas de titânio que mineralizam alguns poluentes (SHAH; POWERS, 2015).

Outra forma de utilização são as nanopartículas magnéticas que tem um potencial enorme para aplicações em diversas vertentes tecnológicas sendo que, nos últimos anos, vários métodos têm sido propostos para a separação de metais de águas residuais usando essas nanoestruturas (MOJTABA *et al.*, 2021). As nanopartículas superparamagnéticas lipofílicas por possuírem uma cadeia carbônica longa, podem interagir com substâncias hidrofóbicas. Esta interação é de grande importância ambiental por conseguir retirar poluentes do meio utilizando um campo magnético, facilitando assim a remediação ambiental (MOJTABA *et al.*, 2021).

Outro benefício promovido pela nanotecnologia é a fabricação de nanosensores e nanocatalisadores cada vez menores e mais sensíveis, que são capazes de monitorar e acelerar o diagnóstico de doenças em animais e vegetais, o tratamento molecular de doenças, a melhora na habilidade das plantas para absorver os nutrientes, a eficácia na aplicação dos pesticidas, herbicidas e fertilizantes (TOMA, 2005 – apud FARIAS, 2022). Um exemplo prático é a utilização de sensores de gás baseados em nanotecnologia que monitoram a poluição de várias estações terrestres. O sensor é portátil, oferece concentrações de poluição do solo de forma instantânea e precisas, e pode ser facilmente implementado para divulgar dados de poluição em tempo real para um serviço web que fornece uma perspectiva topológica dos locais monitorados (TOMA, 2005 – apud FARIAS, 2022).

Dentro dessas perspectivas, a nanotecnologia se posiciona de maneira prioritária para a revitalização e reabilitação do meio ambiente. Recentemente foram publicadas as dez aplicações mais importantes da nanotecnologia nessa área, a saber: 1) Produção, armazenagem e conservação de energia; 2) Aumento da produtividade agrícola; 3) Remediação e tratamento de água; 4) Mapeamento e diagnóstico de doenças; 5) Sistemas para liberação de moléculas ativas; 6) Armazenagem e

processamento de alimentos; 7) Controle e remediação de efeitos da poluição do ar; 8) Construção; 9) Monitoração da saúde e 10) Detecção e controle de pragas e seus vetores (TOMA, 2005 – apud FARIAS, 2022).

Mas, como a maioria das rosas possuem espinhos, não é diferente quando tratamos sobre a inovação nanotecnológica, em outras palavras, junto com a beleza dos benefícios trazidos por essa revolução também temos os riscos toxicológicos para o organismo humano e para o ecossistema, que vem atrelados e devem ser investigados e analisados de forma consistente e urgente.

Como bem menciona a doutrina, qualquer substância pode ser considerada tóxica, dependendo das condições da dose, do tempo, da frequência de exposição e da via de administração. Entretanto, todas as substâncias também podem ser usadas de forma segura, desde que as condições de exposição sejam mantidas abaixo do limite de tolerância, e se esse limite não existir, deve-se evitar a exposição (MEDINA-PÉREZ *et al.*, 2019).

Dessa forma, é relevante indicar que os nanomateriais e suas nanopartículas podem ficar comunicáveis as espécies vivas, incluindo a humana, e ao ecossistema como um todo, perfazendo vários trajetos ao longo da cadeia alimentar, na água, no ar, na geração de efluentes e resíduos sólidos nos processos de produção, nos processos de armazenamento e no processo de descarte, sendo que, sua disposição final e degradação podem liberar material tóxico no ambiente de forma pontual, gradativa e difusa (MEDINA-PÉREZ *et al.*, 2019).

É importante salientar que, em virtude de sua enorme área e energia superficial, essas estruturas possuem uma grande tendência de se aglomerarem para formar partículas maiores, o que, em geral, pode acarretar uma concentração de poluentes (MEDINA-PÉREZ *et al.*, 2019).

Assim apontam os pesquisadores:

O maior ou menor transporte no ambiente dependerá de características das nanopartículas, como tamanho, carga elétrica da superfície, degradabilidade e solubilidade. Partículas pequenas podem ser absorvidas por qualquer superfície, até mesmo por células. A carga relaciona-se com seu poder de reatividade e de aglomeração com outras partículas, enquanto a baixa solubilidade ou degradabilidade ocasiona a acumulação e a persistência de nanopartículas em organismos de outros meios (SCIENTIFIC COMMITTEE ON EMERGING AND NEWLY IDENTIFIED HEALTH RISKS, 2022).

Embora as pesquisas evidenciem essas inúmeras rotas de contato, faltam informações mais precisas sobre o nível de exposição daqueles trabalhadores que atuam diretamente com essas substâncias ou do público em geral, bem como sobre a ecotoxicidade. Como a nanotecnologia está trazendo para o dia a dia uma enorme variedade de produtos, os riscos advindos podem ser incertos e ocorrer não apenas no presente, mas, também, no futuro (ENGELMANN; MARTINS, 2017).

Sobre essas incertezas, no que se refere ao poder de toxicidade das nanopartículas, alude a doutrina:

Existem inúmeros testes toxicológicos para tentar quantificar o limite de tolerância humana a substâncias químicas, como os testes de carcinogenicidade, de toxicidade crônica e aguda, contudo não se pode esquecer que nenhum é completamente preciso, pelos seguintes motivos: em primeiro lugar, esses efeitos só são encontrados quando procurados, em segundo lugar efeitos tóxicos graves podem ocorrer em apenas uma fração reduzida de pessoas, assim a opinião pública deve entender que o teste final de toxicidade de uma substância é o seu uso geral (PANDEY, JAIN, 2020).

A preocupação no que diz respeito a esses materiais foca, principalmente, no sentido de que essas nanopartículas nunca foram integradas e utilizadas em produtos comerciais em tão larga escala como atualmente vem sendo empregadas e que, em assim sendo, os riscos de alcançarem diferentes nichos ambientais (água, solo, atmosfera) e se tornarem disponíveis é muito grande, além disso, a maioria das nanopartículas que atualmente estão em uso são elaboradas com metais de transição, carbono, silício e óxidos metálicos, sendo elevadamente tóxicos (PANDEY; JAIN, 2020).

Uma das aplicações substanciais de nanomateriais é na indústria de cosméticos, a título de exemplo, os protetores solares nos quais o diâmetro das nanopartículas utilizadas é de aproximadamente 10nm. Geralmente são óxidos usados principalmente para absorverem a radiação ultravioleta (UV) nociva à pele humana, e que para constituírem uma emulsão transparente, devem apresentar dimensões nanométricas. O ambiente aquático seria o mais afetado por nanopartículas provenientes desses cosméticos, enquanto que a síntese e manipulação destes podem ser bastante prejudiciais para a qualidade do ar (PASCHOALINO *et al.*, 2022).

Outros materiais que tem potencial de apresentar riscos ao meio ambiente são aqueles baseados em carbono, como os fulerenos, os nanotubos de carbono de parede simples ou múltipla, as nanopartículas de carbono e as nanofibras. Considera-se que nanopartículas provenientes da queima de combustíveis de aeronaves, as quais são constituídas por nanofibras de carbono, podem ter uma influência direta sobre fenômenos que ocorrem na atmosfera, podendo alterar o clima devido a

absorção/reflexão da radiação solar, o ciclo de formação das nuvens e o processo de destruição de ozônio pela inclusão de uma área superficial ativa adicional (PASCHOALINO *et al.*, 2022).

Os autores supracitados, relatam que em compartimentos ambientais os nanotubos de carbono podem ficar biodisponíveis aos organismos e que suas propriedades sugerem possível acúmulo na cadeia alimentar e elevado tempo de degradação. Em organismos, sua distribuição, absorção, metabolismo, toxicidade e excreção dependem de características físicas e químicas influenciadas por condições ambientais externas durante a produção, uso e eliminação.

No que diz respeito a possibilidade de absorção a nível celular, as nanopartículas podem atravessar e ser mantidas pela membrana celular através de diversos processos, por exemplo, a endocitose, ou através da entrada em organelas (alvéolos), sendo essas últimas estruturas um dos interruptores utilizados pelos vírus de dimensões nanométricas para adentrarem nas células. Essa absorção em nível celular tem potencial de ocorrer, principalmente, em nível aquático, durante a filtração que organismos desse meio fazem da água para seu consumo, podendo interferir na sua fisiologia ou habilidade de se alimentar (DOROTHY; JAMES, 2020).

Os autores ainda mencionam que há um consenso de que o maior risco advindo das nanopartículas para organismos terrestres é devido a sua inalação, sendo que estudos clínicos com humanos, roedores e culturas de células pulmonares foram realizados recentemente e, na maioria destes, algum efeito tóxico, como a inflamação do pulmão, asma crônica pulmonar ou morte foi observada.

Paschoalino *et al.* (2022), relata que a ingestão de TiO_2 por peixes pode causar infiltração do epitélio intestinal, observaram que peixes expostos a uma concentração de 10 mg L^{-1} de TiO_2 por 25 dias apresentaram bioacumulação do material. No entanto, os níveis encontrados nos músculos e guelras foram baixos, sugerindo uma maior absorção superficial do que uma absorção interna pelos órgãos.

Conforme exposto, mesmo com os benefícios advindos da aplicação de técnicas nanotecnológicas, existe uma preocupação quanto a liberação indiscriminada desses materiais no meio ambiente, pois, em curto prazo não se pode avaliar com precisão os efeitos indesejáveis que podem ocorrer nem ponderar a gestão desses possíveis riscos, configurando-se um caminho tortuoso como foi o dos transgênicos, do amianto, e dos aerossóis, onde a comercialização passou muito à frente da avaliação ambiental (ENGELMANN; MARTINS, 2017).

Sendo assim, prevalecem incertezas quanto a reais danos que esses materiais podem causar aos organismos vivos e ao ecossistema, e lidar com a geração dessas tecnologias exige um conhecimento multidisciplinar, portanto, um dos pontos que merece destaque se refere a regulamentação ou juridicização dos riscos e suas possibilidades no atual ordenamento jurídico pátrio.

Propostas jurídico regulatórias para a gestão do Nano (risco)

A governança dos riscos é uma ferramenta estratégica que tem por objetivo reduzir os impactos nocivos, sendo uma solução alternativa para a inovação. Uma gestão efetiva e integrada estatal deve auxiliar a concretização de benefícios, focada em alcançar tanto os fins sociais quanto a competitividade econômica. A governança efetiva demanda um alto nível de diálogo, colaboração, gerenciamento entre as muitas instituições e partes interessadas, englobando aquelas que desenvolvem, sintetizam, comercializam e regulamentam as nanotecnologias, bem como os representantes da sociedade civil, com o propósito de promover um processo proativo e adaptativo (HANKIN; CABALLERO, 2014).

Nessa perspectiva é que se englobam as discussões sobre a regulamentação das nanotecnologias, sendo um assunto recente na maioria dos países que desenvolvem produtos e aplicações dessa natureza. É possível dizer que o empenho, até o presente momento, para essa normatização está mais centrado em organismos não governamentais e organismos internacionais, como a Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE), a União Europeia e as normas ISO. Na União Europeia, as discussões estão registradas no regulamento da REACH (Registro, Avaliação, Autorização e Restrição de Produtos Químicos), nos documentos da *European Agency for Safety and Health at Work* (OSHA), na *Occupational Nanotechnologies Industries Association* (NIA), FDA. Nos países asiáticos conta-se com a ANF - *Asia Nano Fórum*, com o Comitê de Medidas de Segurança para nanomateriais no Japão e com a *Chinese Academy of Sciences*, SAICM e *International Council on Nanotechnology* – ICON. Nos Estados Unidos observa-se o Ato de Controle de Substâncias Tóxicas (TSCA) e as ações do *National Institute for Health* (NIH) FDA (*Food and Drug Administration*). Porém, até o presente momento não se confirma uma legislação global específica ou unificada para os nanomateriais, logo, os nanoprodutos são registrados nos mais variados órgãos através das agências reguladoras específicas daquele país, sendo cada situação avaliada individualmente (HANKIN; CABALLERO, 2014; ENGELMANN; PULZ, 2015).

No Brasil, o desenvolvimento da nanotecnologia tem como objetivo principal angariar fundos de investimento para progresso nas pesquisas e nas indústrias técnicas dessa área, tanto para o setor público quanto para o setor privado (FOLADORI *et al.*, 2012). Assim, como em outros países da América Latina, há duas características semelhantes identificadas nesse processo que são a estruturação dos centros de excelência incorporados à indústria e a omissão desses países quanto às questões relacionadas com a proteção do trabalhador e do consumidor frente aos possíveis riscos dessa tecnologia (FOLADORI *et al.*, 2012). Além disso, os mencionados autores ressaltam outra característica comum aos países da América Latina na estruturação da nanotecnologia, que é a ausência da participação da sociedade nas decisões de políticas públicas.

Na Carta Magna de 1988, há previsões de proteção ao meio ambiente no art. 225 e, além dessas, também uma conjectura harmoniosa entre os diferentes entes federados (União, Estados e Municípios) nos artigos 23 e seguintes (BRASIL,

1988). Portanto, trata-se de competência comum a todos os entes federativos gerir a proteção ambiental e o combate à poluição em qualquer das suas formas, bem como a preservação das florestas, da fauna e da flora (BRASIL, 1988).

Contudo, como na maioria dos países, no Brasil a discussão em torno da regulamentação da nanotecnologia não avançou, sendo que em 2005 foi proposto o primeiro Projeto de Lei sob o número 5.076 de 2005, que se encontra arquivado desde 28 de dezembro de 2008. Em resumo, este projeto visava regulamentar a pesquisa nanotecnológica com a finalidade de respeitar os valores sociais e éticos da família e do indivíduo, evitando que a pesquisa nessa área tenha tendência para alguma corrente indesejável pela sociedade brasileira. Havia um prospecto de criação de uma Comissão Técnica Nacional de Nanotecnologia (CTNano) vinculada à Presidência da República para assessorar a implementação da Política Nacional de Nanosseguurança, com a estipulação de normas técnicas de pesquisa, produção, consumo e descarte de produtos em nanoescala e instituir um Fundo de Desenvolvimento de Nanotecnologia (FDNano), além de outras disposições pertinentes (DUARTE, 2005 – apud LAZZARETTI; HUPFFER, 2019).

Em 2010, por sua vez, houve a proposição de um Projeto de Lei do Senado Federal sob o número 131 de 2010 que foi prematuramente arquivado em 1º de agosto de 2013. Essa proposta, sinteticamente, impunha aos fornecedores o dever de informar (embalagens, material publicitário, etc.) para o consumidor o conteúdo nanotecnológico de seus produtos e buscava fazê-lo ao alterar duas outras leis – Decreto-Lei nº 986, de 21 de outubro de 1969 (que instituiu normas básicas sobre alimentos) e a Lei nº 6.360, de 23 de setembro de 1976 (que dispõe sobre a vigilância sanitária a que ficam sujeitos os medicamentos, as drogas, os insumos farmacêuticos e correlatos, cosméticos, saneantes e outros produtos, e dá outras providências), para determinar que rótulos, embalagens, etiquetas, bulas e materiais publicitários de produtos elaborados com recurso à nanotecnologia contenham informação sobre esse fato (BRASIL, 2010).

Em 2013, foi proposto um Projeto de Lei de número 5.133 com o objetivo de, novamente, regulamentar a rotulagem de produtos nanotecnológicos ou de produtos que fazem utilização da nanotecnologia. Assim, da mesma forma que a proposta legislativa antecedente, deveria constar na rotulagem desses produtos comercializados, frases e símbolos específicos alertando sobre o uso de nanotecnologia. Quando o produto for cosmético, alimentos e fármacos, o consumidor deverá ser alertado da matéria-prima utilizada a fim de que essas informações estejam associadas a ela e a acompanhe em todas as etapas da cadeia produtiva. Contudo, o mencionado intento legislativo foi arquivado (SARNEY FILHO, 2013).

Ainda, o mencionado Deputado, também em 2013 propôs o Projeto de Lei 6.741, com a finalidade de instituir a Política Nacional de Nanotecnologia, a produção e o destino de rejeitos e o uso da nanotecnologia no país, que foi apensado (anexado) ao Projeto de Lei 5.133 por decisão da Mesa Diretora da Câmara dos Deputados. A Mesa Diretora da Câmara, também, criou uma Comissão Especial com o objetivo de proferir parecer e apreciar os projetos do Sr. Sarney Filho, mas, em 2019, esse Projeto de Lei também foi arquivado (BERWIG *et al.*, 2019).

Outra tentativa do Poder Público em relação à regulação do risco nanotecnológico é a Portaria nº 1.358, da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), de 20 de agosto de 2014, ato normativo administrativo que visa criar um comitê interno de nanotecnologias, formado por representantes (da própria Agência) oriundos das mais variadas áreas industriais que se valem dessa tecnologia (engenharias, farmácia, indústria de cosméticos, toxicologia, etc.). O referido comitê estaria apto para coordenar a elaboração de normas regulatórias das práticas nanotecnológicas no Brasil (além de outras atribuições correlatas), e possui um limite de 12 (doze) meses para concluir o trabalho, portanto perdeu a sua vigência no cenário atual (FORNASIER, 2015).

No que se refere às propostas legislativas temos, também, na esfera do Ministério da Ciência Tecnologia e Inovação (MCTI), a Portaria 245/2012 que pode ser considerada a única regulamentação específica vigente até o presente momento. Essa portaria instituiu o Sistema Nacional de Laboratórios em Nanotecnologia (SisNANO) como um dos elementos do Programa Nacional de Nanotecnologia, no âmbito da Estratégia Nacional de Ciência, Tecnologia e Inovação (BRASIL, 2012).

Fazendo uma breve análise sobre essa portaria (245/2012) pode-se observar que no Brasil os assuntos relacionados a nanotecnologias estão ainda no início, com as pautas voltadas para a implantação e administração, cujos objetivos principais são organizar a governabilidade para as novas tecnologias nanométricas e apoiar empresas que atuam nessa área. O documento traz também a visão de um aprimoramento da infraestrutura para o desenvolvimento da construção básica almejando qualificar o país para elaborar programas de cooperação internacional, bem como a formação e preparação dos recursos humanos e a elaboração e administração de laboratórios (LAZZARETTI; HUPFFER, 2019).

Lazzaretti e Hupfer (2019) também ensinam que os autores da portaria ministerial não se ocuparam de verificar qualquer regulamentação para a utilização das nanotecnologias quanto à gestão ambiental, à ética, o do uso com precaução, além de não haver nenhuma proteção quanto à saúde laboral dos pesquisadores.

Cabe ainda mencionar que a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), possui uma Comissão de Estudo Especial de Nanotecnologia (ABNT/CEE-089) que ainda está atuante em 2023 e tem por objetivos:

- a) normalização no campo das nanotecnologias incluindo: entendimento e controle de materiais e processos em escala manométrica, tipicamente, mas não exclusivamente, abaixo de 100 nanômetros, em uma ou mais dimensões onde o surgimento de fenômenos dependentes do tamanho usualmente propicia novas aplicações; utilização das propriedades de materiais em escala manométrica que diferem das propriedades dos átomos individuais, moléculas e matéria (*bulk matter*) para criar melhores materiais, dispositivos e sistemas que explorem essas novas propriedades.
- b) no que concerne à terminologia e nomenclatura; metrologia e instrumentação,

incluindo especificações para materiais de referência; métodos de ensaio; modelagem e simulações; e práticas de saúde, segurança e meio ambiente com embasamento científico (ABNT, 2022).

Como se percebe pelo exposto, frente ao panorama nacional e até mesmo internacional, a tarefa de regulamentar as nanotecnologias é um grande desafio. No ordenamento jurídico pátrio todos os Projetos de Lei apresentados, até o momento, não prosperaram, sendo que foram apenas aprovados uma Portaria Ministerial que tem como objetivo principal instituir o Sistema Nacional de Laboratórios em Nanotecnologia (SisNANO) e uma Comissão de Estudo Especial de Nanotecnologia, mas, que não abordam de forma consistente a regulamentação da produção, do uso e descarte de nanomateriais.

Tutela do Nano (risco) pelas normas brasileiras de Direito Ambiental

Conforme já exposto, as indagações relacionadas às possibilidades nanotecnológicas e ao meio ambiente apontam que esses materiais podem proporcionar um menor uso de matérias-primas e energia na produção dos produtos já conhecidos no mercado, o que pode implicar de modo direto na salvaguarda dos ecossistemas naturais.

Contudo, conforme explicam Berwing *et al.*, (2019) a complexidade se dá pela falta de compreensão e pelas lacunas científicas que não são suficientes para definir o ponto no qual, de fato, as propriedades nanotecnológicas mudam em relação ao tamanho desses materiais, a limitada clareza sobre essas propriedades e o quase nulo conhecimento sobre as implicações da interação de tais ou quais nanoestruturas com o meio natural.

Assim, o sistema do Direito Ambiental brasileiro deveria estar alinhado para se adaptar às necessidades impostas pelas nanotecnologias, para almejar as melhores possibilidades hoje disponíveis para o controle dos riscos de graves danos ambientais. Mas, em que medida o Direito poderá abranger esse potencial é algo incerto, que sempre estará em discussão acerca dos métodos de interpretação e da forma correta de aplicação das leis, uma vez que as tecnologias e os conhecimentos sobre estas sempre estão em constante mutação (HOFFMANN-RIEM, 2015)

No momento atual, dentre as principais legislações envolvendo o tema sobre proteção ambiental temos a Constituição Federal de 1988, que estabelece, em seu art. 225, normas e medidas de proteção para as presentes e futuras gerações, enraizadas no direito fundamental ao Meio Ambiente ecologicamente equilibrado (BRASIL, 1988).

Mais ainda, temos outras leis ordinárias e delegadas como a Lei 5.197/67 – Lei da Fauna; Lei 6.902/81 – Área de Proteção Ambiental; Lei 6.938/81 – Política Nacional do Meio Ambiente; Lei 7.347/85 – Lei da Ação Civil Pública; Lei 7.802/89 – Lei de Agrotóxicos; Lei 8.171/91 – Política Agrícola; Lei 9.433/97 – Política Nacional de Recursos Hídricos; Lei 9.605/98 – Lei dos Crimes Ambientais; Lei 9.985/2000 – Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza; Lei 11.105/2005 – Lei de Biossegurança; Lei 12.651/2012 – Código Florestal Brasileiro, além das várias resoluções do Conama (IBF, 2022).

Como pode ser constatado, existem inúmeras legislações voltadas a proteção ambiental e o que elas possuem em comum no que se refere a regulamentação nanotecnológica é a total ausência de previsão e enquadramento legal. Em outros termos, no quadro do sistema jurídico normativo é impossível concluir, pelo significado, a relevância e os efeitos jurídicos das transformações dos conhecimentos e da evolução técnico-científica. Verifica-se, então que os fatos nanotecnológicos não estão incorporados em nenhuma norma pertencente ao sistema do Direito Ambiental Brasileiro. Portanto, questiona-se quais seriam as respostas do Direito em caso de ocorrência de um dano ambiental com nanotecnologias e como enfrentar essas incertezas quando a realidade impuser a necessidade de apuração de danos, responsabilidades e reparações (BERWIG, *et al.*, 2019)

Parece-nos distante poder afirmar que no cenário jurídico atual haja uma lei ambiental que consiga regulamentar as nanotecnologias, isso por que, as descobertas nesse setor são constantes e a evolução entre o direito e a tecnologia, em que “a tecnologia muda como uma lebre e o enquadramento na regulamentação como uma tartaruga” se tornam cada vez mais descompensados. Assim, uma legislação que vise regulamentar as nanotecnologias parece que já nasceria, inevitavelmente, obsoleta (NOLASCO; SANTOS, 2019).

Nessa conjuntura percebe-se que há uma necessidade urgente de uma abordagem ampla do Direito Ambiental fundamentada não apenas na letra fria da lei, mas, também, nos princípios gerais do direito, na doutrina, nos tratados internacionais, no direito consuetudinário, nas negociações (mediação e arbitragem), entre outros (ENGELMANN; MARTINS, 2017).

Embora o atual Sistema de Direito Ambiental não possua códigos internos capazes de reconhecer, individualizar e racionalizar os riscos nanotecnológicos, dentro desse conjunto jurídico existem comandos de princípios que podem servir de instrumentos para essa gestão. Para tanto temos o Princípio da Precaução e Prevenção, do Poluidor-Pagador e da Adaptação Ambiental, cujo intento é fomentar essa dicotomia entre progresso e riscos. Ademais, o suporte nas outras fontes do Direito como: doutrina, jurisprudência, costumes, negociações, tratados internacionais, entre outros, devem conferir maior flexibilidade ao sistema jurídico como um todo, oportunizando um acompanhamento dinâmico da evolução e transformação tecnológicas (BERWIG *et al.*, 2019).

Assim, em conformidade com os autores supramencionados, sugere-se não se afastar por completo do positivismo jurídico, mas realizar um realinhamento criativo, juntamente com o incentivo a novas pesquisas e testes que garantam maior segurança aos seres humanos e ao ecossistema, diminuindo os riscos e potencializando os benefícios das tecnologias em escala manométrica.

Considerações finais

A sociedade contemporânea experimenta o período da revolução nanotecnológica, apontada, inclusive, por alguns estudiosos como a nova revolução industrial, onde os mais diversos setores produtivos fazem uso de materiais, insumos ou equipamentos que contenham nanopartículas. As pesquisas em nonescala já deixaram os laboratórios e ganharam as linhas de produção industriais, incrementando o número de produtos que chegam ao mercado (LEAL, *et al.*, 2018).

Mas, com essas novidades também vem atrelados novos desafios que ultrapassam os ambientes dos laboratórios e trazem uma inquietude no que diz respeito às incertezas quanto aos riscos e benefícios advindos desses produtos e que podem impactar o meio ambiente e a vida humana.

No que se refere aos aspectos físico-químicos dos nanomateriais, observou-se que são justamente essas propriedades que permitem novas funcionalidades aos objetos desenvolvidos com essa tecnologia, sendo que seus efeitos quânticos, e fenômenos de superfície apresentam propriedades ópticas, térmicas e mecânicas diversas daquelas apresentadas em seus estados naturais. Também é importante mencionar que as partículas em escala manométrica possuem um aumento em sua área superficial, modificando, conseqüentemente, sua reatividade química e sua funcionalidade (LAZZARETTI; HUPFFER, 2019).

No que tange a regulamentação jurídica brasileira sobre o tema nanopartículas, pode-se observar que a prioridade ainda é arrecadar fundos de investimento para o desenvolvimento de pesquisa e da indústria. Alguns autores destacaram que o Brasil não seria um exemplo de preocupação com responsabilidade e gestão do risco no que se refere a essa tecnologia.

Quando pesquisado os projetos de lei que visaram regulamentar o assunto, constatou-se que em sua grande maioria não prosperaram sendo arquivados precocemente, pois, havia o entendimento de que o controle do risco nanotecnológico pelo Direito poderia impactar negativamente os investimentos em pesquisas nessa área, sendo que foram aprovados apenas uma Portaria Ministerial que tem como objetivo principal instituir o Sistema Nacional de Laboratórios em Nanotecnologia (SisNANO) e uma Comissão de Estudo Especial de Nanotecnologia, mas, que não abordam de forma consistente a regulamentação da produção, do uso e descarte de nanomateriais.

Assim, a regulamentação do Nano (risco) continua sendo um dos maiores desafios a serem debatidos entre governo, cientistas e juristas juntamente com os mais diversos setores sociais uma vez que a regulamentação até o momento é, praticamente, inexistente.

Por fim, frente aos novos riscos trazidos pela nanotecnologia, sejam eles para os seres humanos ou para o ecossistema como um todo, cabe ao Direito fazer uso de um sistema jurídico amplo que não se resume apenas as normas positivas, mas, também, aos princípios gerais do Direito Ambiental, aos costumes, a jurisprudência, interpretações analógicas, dentre outros recursos, pois, não há legislação específica sobre esse assunto e que comporte o tratamento e o enquadramento dos riscos trazidos por essa novidade tecnológica.

Portanto, as nanotecnologias, sem dúvida alguma, vão provocar uma revolução na forma de interpretação do Direito Ambiental e deixarão um legado, uma vez que exigirão a tomada de decisões e posicionamentos que trarão inovação no pensamento jurídico e no Direito.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a CAPES, ao PPGA-FB e à UTFPR *Campus* Francisco Beltrão pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Comissão de Estudo Especial de Nanotecnologia (ABNT/CEE-089)**. Disponível em: <http://www.abnt.com.br/temas-estrategicos/nanotecnologia>. Acesso em: 07.10.2022.

ARAGÃO, A. **Direito Constitucional do Ambiente da União Europeia**. In: CANTOLHO, J. J. G.; LEITE, J. R. M. *Direito Constitucional Ambiental Brasileiro*. São Paulo: Saraiva, 2011. p. 32-76.

BERWIG J. A., ENGELMANN W., WEYERMULLER A. R. **Direito Ambiental e Nanotecnologias: Desafios aos novos riscos da inovação**. v. 16 n. 36 (2019). <https://doi.org/10.18623/rvd.v16i36.1553>. Disponível em: <http://revista.domhelder.edu.br/index.php/veredas/article/view/1553>. Acesso em: 22.09.2022.

BRASIL. Constituição (1988). **Constituição da República Federativa do Brasil de 1988**. Brasília, DF: Presidência da República, 1988. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicaocompilado.htm. Acesso em: 02.08.2022.

BRASIL. Conselho Nacional Do Meio Ambiente. **Resolução n. 237, de 19 de dezembro de 1997**. Brasília, DF: Presidência da República, 1997. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res97/res23797.html>. Acesso em: 02.08.2022.

BRASIL. Presidência da República. **Lei Complementar n. 140 de 08 de dezembro de 2011**. Brasília, DF: Presidência da República, 2011. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/LCP/Lcp140.htm. Acesso em: 02.08.2022.

BRASIL. Gabinete do Ministro do Ministério da Ciência, Tecnologia da Inovação. **Portaria n. 245, de 5 de abril de 2012 (SisNANO)**. Brasília, DF: Presidência da República, 2012. Disponível em: http://www.lex.com.br/legis_23138521_PORTARIA_N_245_DE_5_DE_ABRIL_DE_2012.aspx. Acesso em: 02.08.2022.

BRASIL. Câmara dos Deputados. **Projeto de Lei n. 5.133/2013**. Regulamenta a rotulagem de produtos da nanotecnologia e de produtos que fazem uso da nanotecnologia. Brasília, DF: Presidência da República, 2013a. Disponível em: <http://www.camara.gov.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=567257>. Acesso em: 05.10.2022.

BRASIL. Câmara dos Deputados. **Projeto de Lei n. 6.741/2013**. Dispõe sobre a Política Nacional de Nanotecnologia, a pesquisa, a produção, o destino de rejeitos e o uso da nanotecnologia no país, e dá outras providências. Brasília, DF: Presidência da República, 2013b. Disponível em: <http://www.camara.gov.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=600333>. Acesso em: 05.10.2022.

BRASIL. Gabinete do Ministro do Ministério da Ciência, Tecnologia da Inovação. **Portaria n. 259, de 3 de março de 2016**. Brasília, DF: Presidência da República, 2016. Disponível em: http://www.lexeditora.com.br/legis_27110541_PORTARIA_N_259_DE_23_DE_MARCO_DE_2016.aspx. Acesso em: 05.10.2022.

BRASIL. Gabinete do Ministro do Ministério da Ciência, Tecnologia da Inovação. **Portaria n. 2.228, de 6 de abril de 2017 (Prorroga CAT Nanotecnologia)**. Brasília, DF: Presidência da República, 2017. Disponível em: http://www.mctic.gov.br/mctic/opencms/legislacao/portarias/migracao/Portaria_SETEC_n_2228_de_26042017.html. Acesso em: 05.10.2022.

DOROTHY J., JAMES C. B. 2020. **Fatores de suscetibilidade em respostas inflamatórias pulmonares crônicas a nanomateriais de engenharia**. *International Journal of Molecular Sciences* 21, no. 19: 7310. <https://doi.org/10.3390/ijms21197310>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1422-0067/21/19/7310>. Acesso em: 08.10.2022.

DUARTE, Edson. **Projeto de Lei da Câmara dos Deputados nº 5.076 de 2005**. Disponível em: <http://www.camara.gov.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=282392>. Acesso em: 10.10.2022.

ENGELMANN W., PULZ R. L. **As nanotecnologias no panorama regulatório: entre a ausência de regulação estatal específica e a necessidade de harmonização regulatória não estatal**. *Revista Iberoamericana de Filosofía, Política y Humanidades*, Araucária, año 17, n. 33, p. 151-181, Primer semestre de 2015. Disponível em: <https://revistascientificas.us.es/index.php/araucaria/article/view/716>. Acesso em: 10.10.2022

ENGELMANN W., MARTINS P. S. **Como as possibilidades trazidas pelas nanotecnologias afetam a sociedade e a (des)necessidade de imediata regulação**. In: ENGELMANN, Wilson; HUPFFER, Haide Maria (Org.). *Impactos sociais e jurídicos das nanotecnologias*. São Leopoldo: Casa Leiria, 2017.

FARIAS, Edinete Maria de. **NANOTECNOLOGIA E MEIO AMBIENTE: um levantamento sobre os riscos e benefícios dessa nova tecnologia em um contexto atual**. Disponível em: <http://dspace.bc.uepb.edu.br/jspui/bitstream/123456789/6324/1/PDF%20-%20Edinete%20Maria%20de%20Farias.pdf>. Acesso em: 10.07.2022.

FOLADORI G., FIGUEROA S., ZÁYAGO-LAU E., INVERNIZ N., **Características distintivas Del desatolo de lãs nanotecnologias em America Latina**. *Sociologias*. Porto Alegre, ano 14, n. 30, maio/ago., p.330-363, 2012. Disponível em: www.seer.ufrgs.br/sociologias/article/download-ad/30084/18667. Acesso em: 12.10.2022.

FORNASIER, M. de O. (2015). **Nanotecnologias e sua regulação: conhecimento necessário de uma nova realidade sob a Constituição democrática de 1988**. *Revista Direitos Fundamentais & Democracia*, 18(18), 228–253. Disponível em: <https://revistaeletronicardfd.unibrasil.com.br/index.php/rdfd/article/view/668>. Acesso em: 02.11.2022.

GNACH, A.; LIPINSKI, T.; BEDNARKIEWICZ, A.; RYBKA, J.; CAPOBIANCO, J.A. **Upconverting nanoparticles: Assessing the toxicity**. *Chem. Soc. Rev.* 2015. Disponível em: <https://pubs.rsc.org/en/content/articlelanding/2015/cs/c4cs00177j>. Acesso em: 13.10.2022.

GRAEME A. Hodge, ANDREW D. Maynard, DIANA M. Bowman, **Nanotecnologia: Retórica, risco e regulamentação, Ciência e Políticas Públicas.**, Volume 41, Edição 1, Fevereiro de 2014, Páginas 1–14. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/scipol/sct029>. Acesso em: 18.10.2022.

HANKIN S. M., CABALLERO N. E. D. **Regulação da Nanotecnologia no Brasil e na União Europeia. Diálogos Setoriais União Europeia – Brasil.** Brasília: MCTI, 2014. Disponível em: http://sectordialogues.org/sites/default/files/acoes/documentos/dialogos_setoriais__nanotecnologia_portu-gues.pdf. Acesso em: 20.10.2022.

HOFFMANN-RIEM. W. **Direito, tecnologia e inovação.** In: MENDES, G. F.; SARLET, I. W.; COELHO, A.Z.P. Direito, inovação e tecnologia. São Paulo, 2015.

HUPFFER H. M., LAZZARETTI L. L. (2019). **Nanotecnologia e sua regulamentação no Brasil.** Revista Gestão E Desenvolvimento, 16(3), 153–177. <https://doi.org/10.25112/rgd.v16i3.1792>. Disponível em: <https://periodicos.feevale.br/seer/index.php/revistagestaoedesenvolvimento/article/view/1792>. Acesso em: 22.09.2022.

IBF. **Instituto Brasileiro de Florestas.** Disponível em: <https://www.ibflorestas.org.br/conteudo/leis-ambientais>. Acesso em: 25.10.2022.

ISIGONIS P., HRISTOZOV D., BENIGHAUS C., GIUBILATO E., GRIEGER K., PIZZOL L., SEMENZIN E., LINKOV I., ZABEO A., MARCOMINI A. **Governança de Risco de Nanomateriais: Revisão de Critérios e Ferramentas para Comunicação, Avaliação e Mitigação de Risco.** *Nanomateriais*. 2019; 9(5):696. <https://doi.org/10.3390/nano9050696>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2079-4991/9/5/696>. Acesso em: 15.10.2022.

JAROTA M. **Proteção legal da saúde do trabalhador no trabalho com nanopartículas. Comentários sobre a conveniência de introduzir regulamentos jurídicos europeus.** *Medycyna Pracy*. 2019; 70(5):633-647. doi:10.13075/mp.5893.00866. Disponível em: <http://medpr.imp.lodz.pl/pdf-109387-42265?filename=Legal%20protection%20of.pdf>. Acesso em: 05.09.2022.

JEEVANANDAM J., BARHOUM A., CHAN Y. S., DUFRESNE A., DANQUAH M. K. **Beilstein J. Nanotechnol.** 2018, 9, 1050-1074. Disponível em: doi:10.3762/bjnano.9.98. Acesso em: 14.11. 2022.

LAZZARETTI L. L., HUPFFER H. M. (2019). **Nanotecnologia e sua regulamentação no Brasil.** *Revista Gestão E Desenvolvimento*, 16 (3), 153–177. <https://doi.org/10.25112/rgd.v16i3.1792>. Disponível em: <https://periodicos.feevale.br/seer/index.php/revistagestaoedesenvolvimento/article/view/1792>. Acesso em: 12.09.2022.

LEAL D. W. S., ENGELMANN W., HOHENDORFF R. V. **Autorregulação e riscos: desafios e possibilidades jurídicas para a gestão de resíduos nanoparticulados.** *Revista da Faculdade de Direito da UFRGS, Porto Alegre*, n.39, vol. Esp., p. 211-232, dez. 2018.

LOOS, Mário Rodrigo. **Nanociência e nanotecnologia: Compósitos Termofixos Reforçados com Nanotubos de Carbono.** 1. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2014.

MANN, Wilson. **As nanotecnologias e a propriedade intelectual: desafios e possibilidades à gestão transdisciplinar na inovação.** In: BOFF, Salete Oro; PIMENTEL, Luis Otávio (Org.). *A proteção jurídica da inovação tecnológica.* 1. ed. Passo Fundo: Edimed, 2011. V. 1.

MEDEIROS E. S., PATERNO L. G., MATTOSO L. H. C. **Nanotecnologia.** In: DU-RAN, Nelson; MATTOSO, Luiz Henrique NOLASCO, L. G.; SANTOS., N. D. **Integração normativa para avanços científicos com nanotecnologia.** R. Fac. UFG, V.43, p, 01-32, 2019.

MEDINA-PÉREZ G., FERNÁNDEZ-LUQUEÑO F., VAZQUEZ-NUÑEZ E., LÓPEZ-VALDEZ F., PRIETO-MENDEZ J., MADARIAGA-NAVARRETE A., MIRANDA-ARÁMBULA M. (2019). **Remediando Solos Poluídos Usando Nanotecnologias: Benefícios e Riscos Ambientais.** *Jornal Polonês de Estudos Ambientais*, 28 (3), 1013-1030. <https://doi.org/10.15244/pjoes/87099>. Acesso em: 21.09.2022.

MOJTABA T., MOHSEN S., NASER K., ALI A. **Benefits and Application of Nanotechnology in Environmental Science: an Overview.** Volume 11, Issue 1, 2021, 7860 – 7870. Disponível em: <https://doi.org/10.33263/BRIAC111.78607870>. Acesso em 11.08.2022.

PANDEY G., JAIN P. **Avaliando a nanotecnologia com base em custos, benefícios e riscos.** *Beni-Suef Univ J Basic Appl Sci* 9 , 63 (2020). <https://doi.org/10.1186/s43088-020-00085-5>. Acesso em: 13.10.2022.

PASCHOALINO P. M., MARCONE S. P. G., JARDIM F. W. **Os nanomateriais e a questão ambiental. Revisão.** *Quím.*

Nova 33 (2). 2010. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422010000200033>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/qn/a/J4kFgpGnQKH7yJ4w65JPhRq/?lang=pt>. Acesso em: 19.10.2022.

SARNEY FILHO, José. **Projeto de Lei da Câmara n. 5.133, de 2013**. Regulamenta a rotulagem de produtos da nanotecnologia e de produtos que fazem uso da nanotecnologia. Disponível em: http://www.camara.gov.br/proposicoesWeb/prop_mostrarintegra?codteor=1064788&filenome=PL+5133/2013. Acesso em: 29.09.2022.

SCIENTIFIC COMMITTEE ON EMERGING AND NEWLY IDENTIFIED HEALTH RISKS. **The appropriateness of existing methodologies to assess the potential risks associated with engineered and adventitious products of nanotechnologies**. Brussels: European Commission Health & Consumer Protection Directorate-General, 2005. Disponível em: https://ec.europa.eu/health/ph_risk/committees/04_scenihp/docs/scenihp_o_003b.pdf. Acesso em: 11.11.2022.

SCHWAB, Klaus. **A quarta revolução industrial**. Tradutor Daniel Moreira Miranda. São Paulo: Edipro, 2016.

SHAH I. S., POWERS T. M. **Nanotechnology – A path forward for developing nations**. *Materials and Engineering*. N. 92, 2015. Disponível em: [doi:10.1088/1757-899X/92/1/012001](https://doi.org/10.1088/1757-899X/92/1/012001). Acesso em 12.07.2022.

STANDER L., THEODORE L. **Implicações ambientais da nanotecnologia—uma atualização**. *Revista Internacional de Pesquisa Ambiental e Saúde Pública*. 2011; 8(2):470-479. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/ijerph8020470>. Acesso em: 21.10.2022.

SWEENEY A. E., SEAL S., VAIDYANATHAN P. **As promessas e perigos da nanociência e nanotecnologia: explorando questões sociais e éticas emergentes**. (2003). *Boletim de Ciência, Tecnologia e Sociedade*, 23 (4), pp. 236-245. Disponível em: <https://journals-sagepub-com.ez48.periodicos.capes.gov.br/home/bst>. Acesso em: 07.10.2022.

VERDI R., HUPFFER H. M., JAHNO V. D. **Desvendando o universo da nanotecnologia: dialogando sobre riscos, benefício e uma nova ética para a civilização tecnológica**. In: EN-GELMANN, Wilson; HUPFFER, Haide Maria. *BioNanoÉtica: Perspectivas Jurídicas*. 1. ed. São Leopoldo: Trajetos Editorial, 2017. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/341575736_BioNanoEtica_perspectivas_juridicas. Acesso em: 14.10.2022.

ZABEO A., KEISLER JM., HRISTOZOV, D. *et al.* **Valor da análise de informações para avaliação de riscos e benefícios da inovação em nanotecnologia**. *Environ Sci Eur* 31, 11 (2019). <https://doi.org/10.1186/s12302-019-0194-0>. Acesso em 21.10.2022.

POTENCIAL DE USO CONSERVACIONISTA E ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO BUTUÍ, FRONTEIRA OESTE DO RS

¹Dieison Morozoli da Silva, ²Sidnei Luís Bohn Gass, ³Sidney Ferreira de Arruda

¹Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: dieison.geo@gmail.com; ²Universidade Federal do Pampa, Campus Itaqui, e POSGEA-IG-UFRGS, e-mail: sidneibohngass@gmail.com; ³Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: sidneyarruda@outlook.com

Palavras-chave: Geoprocessamento, zoneamento, conservação.

Resumo

A água é um recurso natural essencial para a manutenção da vida e desempenha um papel fundamental nos ecossistemas e nas atividades humanas. A escassez de água tem sido uma preocupação global devido à exploração ambiental ao longo dos séculos. A Política Nacional de Recursos Hídricos estabeleceu que no Brasil a bacia hidrográfica é a unidade territorial para o planejamento e implementação de ações relacionadas à água. Além disso, a bacia hidrográfica também é utilizada como delimitação espacial em estudos científicos e ambientais, refletindo as complexas interações entre os elementos da paisagem e a interferência humana. Em estudos ambientais, a escolha de variáveis é importante e, muitas vezes, é necessário ponderar variáveis qualitativas. Para lidar com essas variáveis, são utilizadas metodologias de análise multicritério, como o Processo Hierárquico Analítico (AHP), que permite a comparação e ponderação de elementos e a obtenção de índices e mapeamentos coerentes com a realidade. No contexto da bacia hidrográfica do rio Butuí, localizada na Fronteira Oeste do Rio Grande do Sul, foi realizado o presente estudo que integra aspectos qualitativos e quantitativos para elaborar um mapa do Potencial de Uso Conservacionista. A área de estudo abrange os municípios de Maçambará, São Borja e Itaqui, e foram utilizados dados de pedologia, litologia, declividade e Áreas de Preservação Permanente para a análise. Os dados de pedologia foram obtidos a partir do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, os dados de litologia a partir do Mapa de Biodiversidade do Estado do Rio Grande do Sul, produzido pela CPRM, os dados de declividades obtidos através do portal de *downloads* do projeto Topodata e as APPS delimitadas conforme as disposições do Novo Código Florestal. A Reserva Biológica do Banhado São Donato também foi considerada para o estudo. Por força legal da lei estadual 15.434/2020, do estado do Rio Grande do Sul, esse banhado deve ser considerado como APP. O critério de maior peso foi APP (0,419), seguido por declividade (0,343), pedologia (0,134) e litologia (0,103). A razão de consistência obtida para a distribuição de pesos foi de 0,093, considerada adequada, pois é inferior ao valor máximo de 0,1, que é o limite para comparações estatisticamente coerentes. Todos os planos de informações foram convertidos para o formato *raster* e então se procedeu com a álgebra de mapas. O software QGIS foi utilizado para processar as informações georreferenciadas e atribuir notas às classes de solo, litologia e declividade e Áreas de Preservação Permanente. Com resultados, as Áreas de Preservação Permanente totalizaram uma área de 259,51 km² da área total da bacia, sendo que desta área total, o Potencial de Uso Conservacionista Muito baixo ocupa 0,00%; o Baixo 7,50%; o Médio 5,49%; o Alto 36,40% e o Muito alto 50,61%. Se observou que a combinação de critérios também foi relevante para os resultados detectados, de modo que as áreas com PUC mais alto possuem baixas declividades, solos que receberam as maiores notas, como os nitossolos, além de litologias de basalto. Os menores valores, detectados entre os PUC que vão de muito baixo a médio, foram decorrentes de eventuais combinações de pedologias como gleissolo, litologias de areia ou arenito e declividades moderadamente acentuadas. As APPs foram o critério preponderante, contribuindo fortemente para os resultados obtidos. Se destaca que apesar da detecção de diferentes intensidades de PUC nos locais em que as APPs foram identificadas, todas essas áreas devem ser respeitadas, tanto por sua função ecológica quanto pelos termos do Novo Código Florestal. Com o estudo também se demonstra a importância de integrar informações qualitativas e quantitativas para o planejamento e gestão de bacias hidrográficas, especialmente na análise ambiental, apesar das limitações impostas pela escala dos planos de informação que serviram com entrada de dados.

Introdução

Recurso natural necessário para a manutenção da vida, a água está presente na estabilidade dos ecossistemas, bem como nas atividades humanas. De acordo com Maia (2017), após séculos de exploração ambiental, o olhar mundial se voltou para a finitude dos recursos hídricos. Nesse cenário, sua relevância pode ser demonstrada pela maneira como moldou as sociedades ao longo do tempo. Tzanakais, Paranychianakis e Angelakis (2020) destacam que a partir de eventos de escassez de água impérios do mundo antigo foram colapsados, os quais também forma responsáveis por crises econômicas ao atingirem a Europa, os Estados Unidos e a Austrália em tempos mais recentes.

Ciente de que a água é um bem de domínio público, se trata de um recurso natural limitado e que possui valor econômico, a Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997) também estabeleceu que a bacia hidrográfica é a unidade territorial para o planejamento e implementação de suas ações. De forma semelhante, também é possível encontrar a bacia hidrográfica como delimitação espacial de análise para estudos científicos e ambientais, pois “o dinamismo encontrado

nos sistemas de bacias hidrográficas reflete de maneira extremamente simplificada as complexas interferências e correlações entre os elementos da paisagem, construídos, socioeconômicos e produtivos, e a crescente interferência do homem afetando esse equilíbrio (GOMES; MEDEIROS; PINTO, 2015, p. 55).

Uma vez atribuída à bacia hidrográfica a função de delimitação espacial para estudos ambientais, também é necessária a escolha de variáveis, de acordo com a finalidade da pesquisa. Posto que nem sempre é possível trabalhar com variáveis quantitativas, estudos ambientais podem se deparar com o desafio de ponderar variáveis qualitativas. No entanto, a mensuração e comparação de dados qualitativos nem sempre é tarefa fácil. De fato, Miles, Huberman e Saldaña (2014) destacam que a pesquisa qualitativa pode ser marcada pelo trabalho intensivo, grandes volumes de dados, credibilidade e qualidade das conclusões, além da correta expressão de sua utilidade para políticas e ações.

No contexto das análises ambientais, é possível destacar elementos qualitativos, como tipos de solo, biomas, classes altimétricas, declividades, além de outras variáveis conforme o objetivo de estudo. Por vezes é necessária a produção de resultados numéricos e produtos cartográficos para a representação da realidade de um determinado recorte espacial, e, para tanto, é comum trazer à discussão metodologias capazes de considerar variáveis qualitativas, ponderá-las de forma ordenada e a partir disso estabelecer índices e mapeamentos inteligíveis e coerentes com a realidade. A esse tipo de demanda é possível atender através de análises multicritério. Não obstante, Ross (2011) destaca que é possível realizar o mapeamento das fragilidades ambientais e outros através da sobreposição de mapas. Isso envolve a síntese de fatores físicos, como declividade, clima e pedologia, juntamente com fatores sociais e/ou ambientais, como uso e cobertura da terra.

Para Pereira et al. (2019) a Análise Espacial Multicritério é um modelo de avaliação que permite a criação de hierarquias para auxiliar na tomada de decisões. Segundo estes autores, ela é uma ferramenta poderosa no desenvolvimento de políticas de planejamento e zoneamento do uso da terra, especialmente ao considerar a análise da fragilidade ambiental.

Para realizar essa sobreposição de mapas, são aplicados os princípios da inferência geográfica, que incluem métodos como combinação linear, ponderada e média, além de técnicas de função *fuzzy*. Também são considerados subcritérios e são utilizados métodos como o Método de Análise Hierárquica - AHP (MOREIRA et al., 2001).

O Processo Hierárquico Analítico - Analytic Hierarchy Process – (AHP) consiste na comparação par a par entre elementos. As relações de prevalência de um elemento sobre outro para a ocorrência de um determinado fenômeno de interesse recebem notas conforme sua intensidade, partindo de uma nota 1 para igual importância até 9 para total prevalência de um elemento sobre o outro para a ocorrência de um evento. As comparações podem ser feitas tanto entre variáveis (critérios) quanto entre suas nuances (fatores). Após a elaboração das comparações é construída uma matriz de comparações, que é normalizada, e seu autovetor indica o peso de cada critério para a ocorrência de um evento.

Se uma comparação de um elemento $A \times B$ recebe uma determinada nota X , a comparação inversa ($B \times A$) receberá a nota inversa ($1/X$). Através da determinação do autovalor da matriz é obtido o índice de consistência, que quando dividido pelo índice randômico adequado ao número de critérios (SAATY, 1977; SAATY, 2016), resulta na razão de consistência. Se a razão de consistência for menor ou igual a 0,1 (10%), a atribuição de valores pode ser considerada adequada.

O uso da AHP associado a estudos ambientais pode ser encontrado em variadas áreas do saber, sendo possível destacar estudos de vulnerabilidade ambiental (PINESE JÚNIOR; RODRIGUES, 2012), determinação do Potencial de Uso Conservacionista (PUC) (COSTA et al, 2017; COSTA et al, 2019) e Potencial de Uso Agropecuário (PUA) (GASS et al, 2019). Nesses trabalhos foi possível a obtenção de mapeamentos quantitativos dos índices pretendidos a partir de variáveis como pedologia, litologia, geologia, usos da terra e declividades. Com isso, se torna evidente que as comparações feitas por meio da AHP podem receber diferentes notas, conforme a finalidade de pesquisa.

O PUC, de acordo com Costa et al (2019), se trata de uma metodologia que integra ponderações a álgebra de mapas e tem como produto a segmentação e classificação de bacias hidrográficas em função de seus potenciais de recarga hídrica para uso agropecuário e resistência à erosão. Nessa mesma obra, os autores apresentam de forma especializada a ponderação de pedologia, litologia e declividades através do mapa de PUC da bacia hidrográfica do Rio Gualaxo do Norte, no estado de Minas Gerais. De forma semelhante, Gass et al. (2019) obtiveram um mapeamento do PUA na região nordeste do Rio Grande do Sul.

Além das variáveis apresentadas até então, também são de interesse para estudos ambientais as Áreas de Preservação Permanente (APPs), que de acordo com Brasil (2012), são áreas com função de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade. Com isso, se tratam de áreas-chave para estudos ambientais.

Para estudos ambientais é possível utilizar ferramentas de geoprocessamento para a obtenção e tratamento de informações. Essa área do saber, bem como seus componentes, sejam esses Sistemas de Informações Geográficas (SIGs), imagens de sensoriamento remoto ou informações vetoriais, são combinados de forma a produzirem mapas e tabelas que podem colaborar para processos de planejamento e gestão. Conforme Cordeiro et al. (2001), a superposição de mapas atualmente pode ser realizada em ambientes de Sistemas de Informações Geográficas utilizando a álgebra de mapas. Essa abordagem tem sido empregada como suporte para a Análise Espacial Multicritério, onde são atribuídas notas aos elementos analisados.

Disposta ao longo dos municípios de Itaqui, Maçambará e São Borja, na Fronteira Oeste do estado do Rio Grande do Sul, a bacia hidrográfica do rio Butuí abrange áreas de manejo agrícola, bem como áreas de interesse ambiental, uma vez que nela se localiza a Reserva Biológica de São Donato. Com isso, a produção de mapeamentos capazes de integrar essas informações tem a somar para o planejamento e gestão no contexto da bacia hidrográfica.

Considerada a necessidade de abordar uma metodologia que integre aspectos qualitativos das bacias hidrográficas de forma interdisciplinar e que a represente de forma quantitativa e espacializada, esse trabalho objetivou a elaboração do mapa do Potencial de Uso Conservacionista na bacia hidrográfica do rio Butuí.

Material e métodos

A área de estudo definida para o presente trabalho foi a bacia hidrográfica do rio Butuí, a qual integra a Região Hidrográfica do rio Uruguai, conforme demonstrado na Figura 1. A bacia em questão abrange os municípios de Maçambará e São Borja em sua maior parte, além de algumas áreas do município de Itaqui, na Fronteira Oeste do RS.

A hidrografia da área de estudo abrange sete ordens de drenagem, que estão representadas na figura 2. Cabe ressaltar que as espessuras de linhas na figura 2 não são proporcionais, pois apenas representam, em escala de espessura, a ordem cursos d'água. Além disso, na mesma representação gráfica é possível observar a presença do Banhado São Donato, reserva biológica que foi considerada para a análise do PUC.

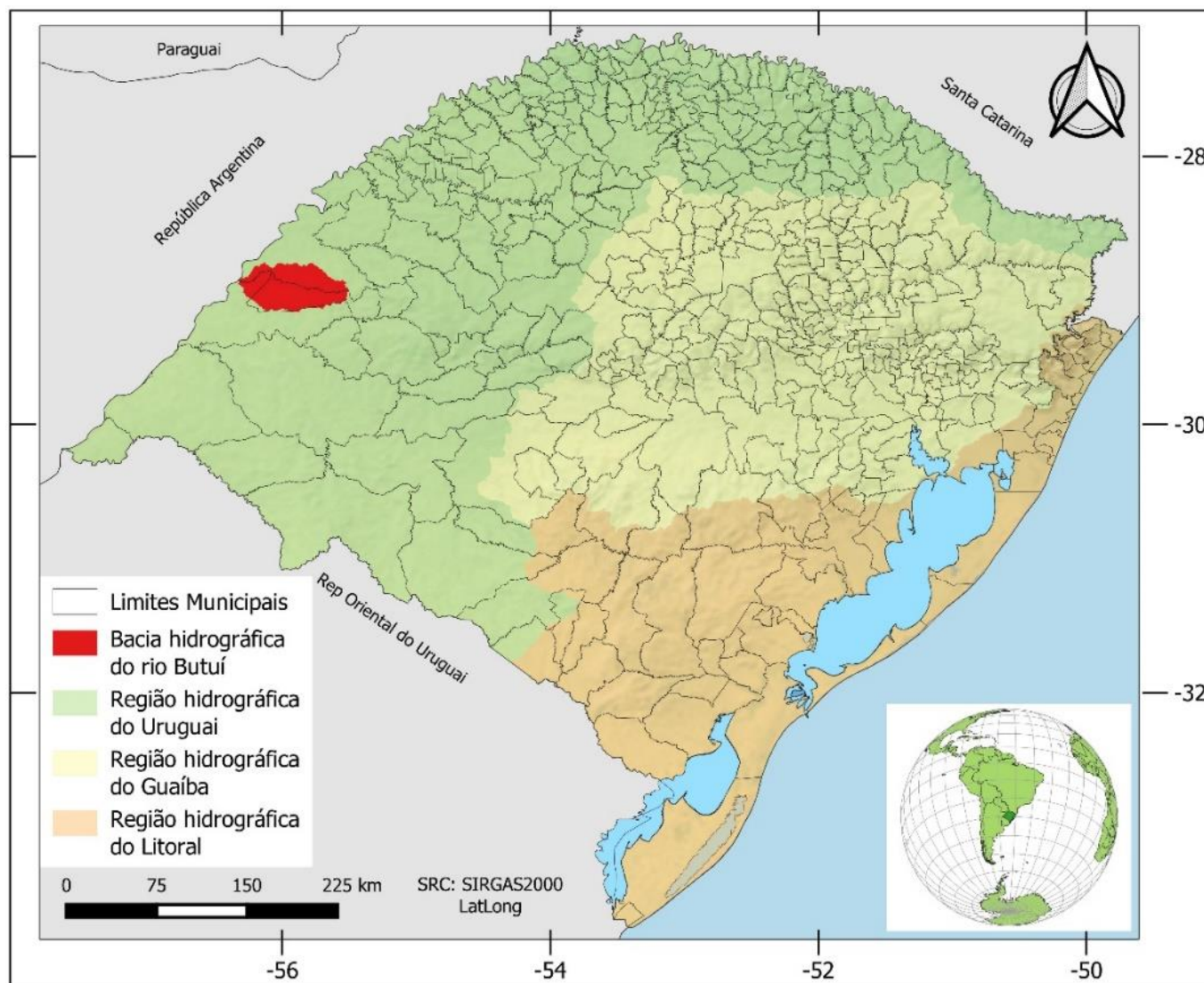


Figura 1: Localização da área de estudo

A estruturação de base de dados se deu pela obtenção do arquivo vetorial de limites municipais da base cartográfica 1:25.000 do estado do Rio Grande do Sul (FEPAM, 2018). Dessa mesma base de dados também foram obtidas as camadas vetoriais referentes à rede de drenagem e massas d'água. A delimitação da bacia hidrográfica foi feita a partir da extração do polígono correspondente ao sexto nível de bacias hidrográficas da base cartográfica 1:250.000 do IBGE (IBGE, 2021). As informações de pedologia foram extraídas da seção de informações ambientais do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (IBGE, 2018) e os dados de litologia extraídos do mapa de geodiversidade do estado do Rio Grande do Sul (CPRM, 2009), na escala 1:750.000. As informações de declividade, foram adquiridas a partir da base de dados do projeto Topodata (VALERIANO, 2005), tomando por base as cenas 28S57 e 29S57, com resolução espacial de 30 metros. As classes de declividade utilizadas são compatíveis com as indicadas por Santos (2018).

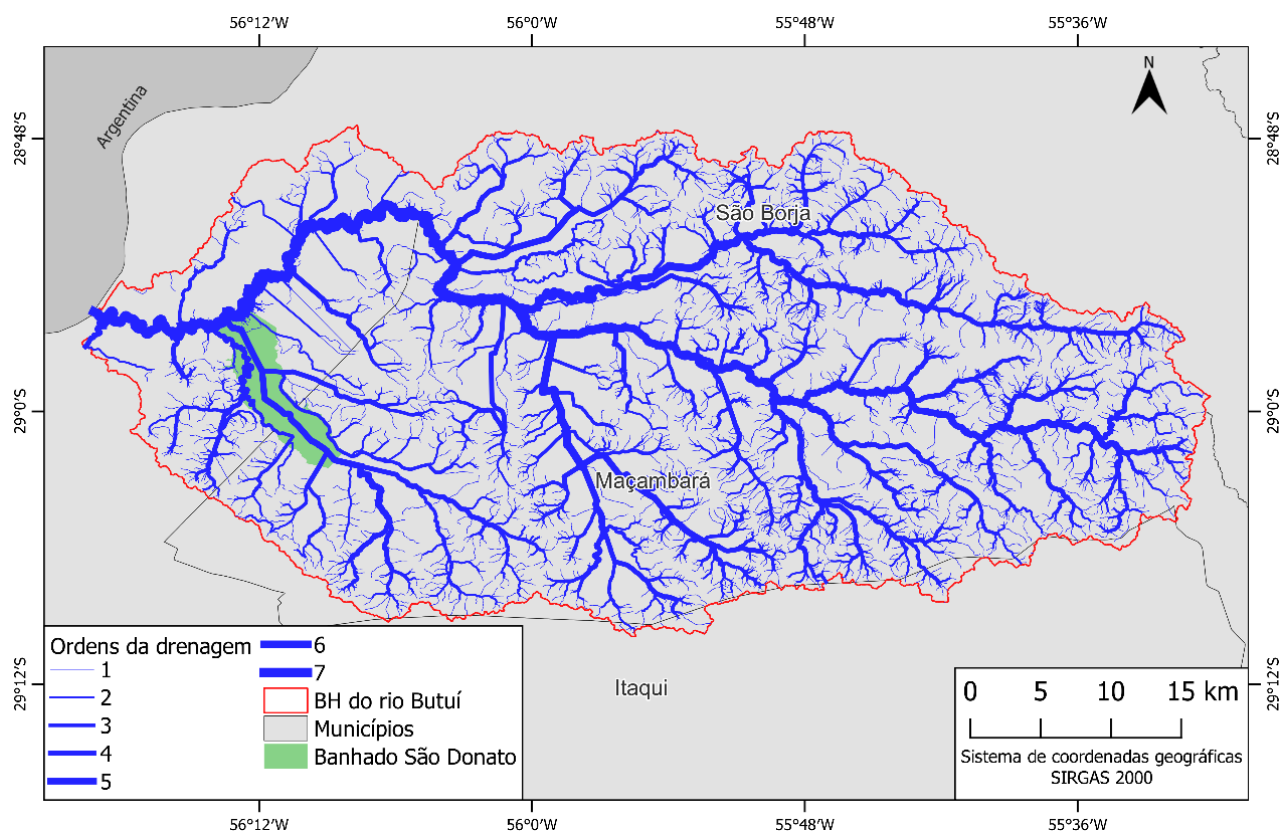


Figura 2: Rede de drenagem da bacia hidrográfica do rio Butuí.

O processamento das informações georreferenciadas se deu no software QGIS 3.30 (QGIS, 2023). Nesse, a partir do arquivo de bacias hidrográficas do IBGE foi selecionada a exportada a feição vetorial referente à bacia hidrográfica da área de estudo. De posse dos limites da bacia hidrográfica foi feito o recorte dos vetores de pedologia, litologia e hidrografia. De forma semelhante, os limites da bacia foram utilizados como máscara de recorte para o raster de declividades.

A atribuição de notas às classes de pedologia, litologia e declividades foi inserida através de funções condicionais na tabela de atributos de cada arquivo vetorial e seguiu aos valores recomendados pelo trabalho de Costa et al (2017). As notas utilizadas para o trabalho estão demonstradas nas tabelas 1 e 2.

Classe	Nota
Chernossolo	2,0
Gleissolo	1,9
Latossolo	4,5
Neossolo	1,5
Nitossolo	5,0
Plintossolo	2,0
Vertissolo	3,1

Tabela 1: Notas atribuídas às classes de solo na área de estudo. Adaptado de Costa et al (2017).

Classe	Nota
Areia	1,0
Arenito fino, Quartzito arenito	1,1
Basalto	3,1
Basalto, Latito	3,1

Tabela 2: Notas atribuídas às classes de litologia na área de estudo. Adaptado de Costa et al (2017).

As notas referentes às classes de declividade foram atribuídas por meio da calculadora raster do QGIS. Aos menores valores de declividade foram atribuídas as maiores notas, enquanto que às maiores declividades foram vinculadas as menores notas de PUC, como pode ser verificado na tabela 3.

Classe	Valor original (DN)	Nota
0% - 3%	1	5
3% - 8%	2	4
8% - 20%	3	3
20% - 45%	4	2
45% e superiores	5	1

Tabela 3: Notas atribuídas às classes de declividades na área de estudo. Adaptado de Gass et al (2019).

Para a obtenção das APPs foram utilizadas as linhas de drenagem e os polígonos de massas d'água. A partir das linhas de drenagem foram projetados *buffers* de 30 metros. Para os polígonos referentes ao rio Butuí foram projetadas áreas de 50 metros, pois apresenta distâncias entre margens entre 10 e 50 metros. Corpos d'água com área inferior a 20 hectares foram utilizados para a projeção de APPs de 50 metros, enquanto corpos d'água com superfície maior que 20 hectares receberam APPs de 100 metros. Os parâmetros descritos seguiram as delimitações de APPs prescritas pelo artigo quarto do Novo Código Florestal (BRASIL, 2012). Com o intuito de se evitar sobreposição de áreas, os resultados dos procedimentos de buffer foram dissolvidos e tiveram a área interna aparada, correspondente aos corpos d'água. Às áreas de APP se atribuiu a nota 1, enquanto às demais áreas foi atribuída a nota 5. Essa vinculação de notas foi proposta ao considerar que as APPs, por sua concepção, são áreas na qual o uso é restritivo a atividades de baixíssimo impacto ambiental.

Para o contexto das APPs na bacia hidrográfica do rio Butuí foi considerado o banhado São Donato, também denominado Reserva Biológica São Donato (RIO GRANDE DO SUL, 1975). Por efeito da lei estadual 15.434/2020, em seu artigo 144, são consideradas APPs os banhados e marismas. Assim sendo, também foi atribuído a esse a nota 1, considerado o critério APP.

Após a atribuição de notas (fatores), para as quais foram utilizados os valores propostos por Costa et al (2017), foram feitas as comparações par a par entre os diferentes critérios (variáveis). Os valores foram atribuídos de acordo com a escala proposta por Saaty (1977), sintetizada na tabela 4.

Peso atribuído	Intensidade	Descrição
1	Igual importância	Ambos os elementos contribuem igualmente para o resultado.
3	Importância fraca	Um elemento prevalece levemente sobre o outro para a obtenção de um resultado.
5	Importância forte	Um elemento prevalece fortemente sobre outro para a obtenção de um resultado.
7	Importância demonstrada	Uma atividade é fortemente favorecida pela ação de um elemento e sua dominância é demonstrada na prática.
9	Importância absoluta	Evidências favorecem tanto quanto possível um elemento sobre outro na obtenção de um resultado.
2,4,6,8	Valores intermediários entre os julgamentos	Valores intermediários e também utilizados para a preservação da consistência das comparações.

Tabela 4: Notas atribuídas às classes de litologia na área de estudo. Adaptado de Saaty (1977).

A estruturação da matriz de comparações e os cálculos subsequentes foram efetuados através de uma planilha eletrônica, com disposição dos elementos dada conforme a representação da Figura 3.

Matriz de prioridades				
	Pedologia	Litologia	Declividade	APP
Pedologia	1	2	1/5	1/3
Litologia	1/2	1	1/3	1/3
Declividade	5	3	1	1/2
APP	3	3	2	1

Figura 3: Matriz de prioridades. Adaptado de Saaty (1977).

A matriz de prioridades foi normalizada e então foram obtido o autovetor de prioridades compostas, que indica o peso de cada critério na produção dos resultados. Em seguida, foi feita a multiplicação da matriz de prioridades pelo autovetor de prioridades. Cada um dos valores da matriz resultante foi dividido por seu correspondente no autovetor. A média dos valores dessas divisões gerou o valor λ_{max} , que diz respeito ao autovalor resultante dos pesos atribuídos. Em posse da matriz de prioridades, seu autovetor e seu autovalor, foi calculado o índice de consistência (IC), que é definido pela Equação 1, sendo λ_{max} o autovalor e n o número de critérios (variáveis).

$$IC = \frac{(\lambda_{max} - n)}{n - 1} \quad (1)$$

Posteriormente, foi calculada a razão de consistência (RC), definida pela Equação 2, na qual IR se refere ao índice randômico, apresentado na Tabela 5.

$$RC = \frac{IC}{IR} \quad (2)$$

Ordem	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
IR	0	0	0,52	0,89	1,11	1,25	1,35	1,40	1,45	1,49

Tabela 5: Índices randômicos para matrizes de ordem 1 a 10. Adaptado de Saaty (2016).

A obtenção de um valor RC igual a 0,093 foi considerada adequada, pois esse valor deve ser menor ou igual a 0,1 para que as comparações possam ser consideradas consistentes.

Com vistas a compatibilizar os dados, os arquivos vetoriais foram transformados em raster, sendo preservadas as notas atribuídas em seus números de pixel. Uma vez os arquivos compatibilizados, foi feito o cálculo do PUC, que seguiu a equação 3, onde P se refere à pedologia, L à litologia, D à declividade e A às APPs. Os valores de cada plano de informação foram multiplicados pelos seu peso, encontrado através do autovetor da matriz de prioridades e então somados entre si, conforme a sobreposição de pixels de 30 metros de resolução espacial para cada raster, conforme metodologia adaptada de Gass et al (2019).

$$PUC = (P * 0,134) + (L * 0,103) + (D * 0,343) + (A * 0,419) \quad (3)$$

Por fim, o mapa de PUC resultante foi reclassificado, com o intuito de se agrupar em classes os valores variados detectados no mapa, conforme a Tabela 6.

Classe de PUC	Intervalo
Muito baixo	1,0 – 1,8
Baixo	1,8 – 2,6
Médio	2,6 – 3,4
Alto	3,4 – 4,2
Muito Alto	4,2 – 5,0

Tabela 6: Intervalos de valores para o PUC. Adaptado de Gass et al (2019).

Resultados e discussão

A bacia do rio Butuí abrange áreas dos municípios de São Borja, Maçambará e Itaqui, os quais integram em uma realidade de práticas agropecuárias. Partido desse pressuposto, de antemão já são estimadas contribuições desse trabalho para a discussão acerca do uso da terra com sustentabilidade. Considerado que o recorte espacial é caracterizado pela presença de atividades de uso e cobertura da terra direcionadas à agropecuária, é válido partir de uma análise que abarque elementos como o solo, sua litologia e declividades para investigar os locais mais adequados para determinados tipos de uso.

Além da utilização da terra, por si, também é relevante que essa ocorra da forma menos impactante possível, cenário que pode ser identificado a partir do mapeamento de suas características, sejam elas potencialidades ou limitações. Em tempo, convém ressaltar que as impressões descritas ao longo desse texto não se tratam de um diagnóstico imutável, posto que o trabalho traz desde sua concepção a intenção de ampliar o diálogo sobre a temática da sustentabilidade através da produção de indicadores, como já tem sido observado pelos trabalhos destacados na bibliografia apresentada em sua introdução.

As fontes de dados que subsidiaram o trabalho foram cruciais para a produção de novas informações sobre a área de estudo. A partir dessas foram produzidos os mapas de pedologia, litologia, declividades e APPs e suas representações podem ser observadas na Figura 4. Todos os mapas representados na figura estão vinculados ao Datum SIRGAS 2000 e representados através de coordenadas geográficas.

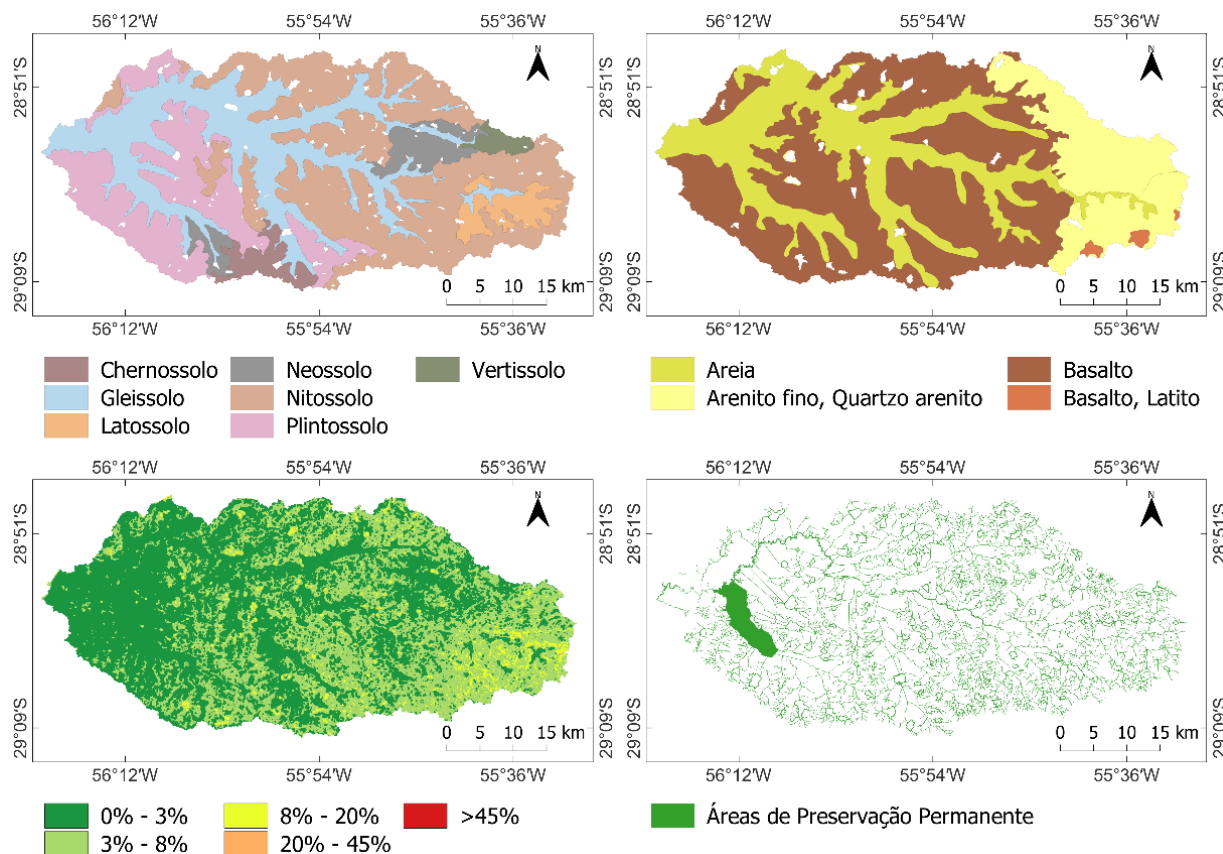


Figura 4: Pedologia, litologia, declividades e APPs na bacia hidrográfica do rio Butuí. Elaborado pelos autores.

A pedologia da bacia hidrográfica do rio Butuí é marcada pela predominância de nitossolos (906,64 km²), seguidos por gleissolos (603,93 km²), plintossolos (485,39 km²), neossolos (116,59 km²), latossolos (82,56 km²), chernossolos (67,46 km²) e vertissolos (30,12 km²).

Já as litologias estão distribuídas de forma que predominam áreas com basaltos (1176,10 km²), seguidas por areia (692,87 km²), arenito fino/quartzo arenito (417,37 km²) e basalto/latito (13,99 km²). Entre o mapeamento de litologias é possível perceber semelhanças na conformação espacial de algumas feições, em especial para a estrutura ramificada de gleissolos, que se assemelha às localidades com litologia de areia. Essas áreas, em ambos os casos, estão dispostas de forma semelhante à hidrografia. Desse fato, é possível observar que são áreas com solos com nota 1,9 e pedologias com nota 1. Se observados apenas esses critérios, é possível associar tais áreas a um baixo PUC. No entanto, cabe ressaltar que conforme a AHP aplicada, os critérios pedologia e litologia possuem os menores pesos no cálculo do potencial. Ainda assim, é possível relacionar essas áreas a solos impactados pela hidrografia, seja pela incorporação de água quanto pelo transporte fluvial de areia e outras partículas.

Com relação as declividades, critério com o segundo maior peso atribuído, é notável a predominância de áreas com declividades de 0% a 3% (1315,77 km²) e de 3% a 8% (933,57 km²). As áreas com declividades de 8% a 20% totalizam 82,42 km², enquanto áreas com declividades entre 20% e 45% cobrem 2,29 km² de superfície. Em menor intensidade ocorrem as áreas com declividades maiores que 45%, ocupando 0,02 km². O relevo predominantemente plano também apresenta similaridade com a hidrografia, se assemelhando com a distribuição de litologias ao contam com áreas mais planas em áreas que predominam basalto e areia, enquanto áreas com declividades medianas ou maiores se sobressaem nas áreas em que ocorrem arenito fino e/ou quarto/arenito.

As APPs, delimitadas a partir de parâmetros do Novo Código Florestal (BRASIL, 2012) e em conformidade com a lei 15.434 (RIO GRANDE DO SUL, 2020) totalizaram uma área de 299,24 km². A esse critério foi atribuído o maior peso na AHP, posto que sua utilização é restrita, salvaguardado o acesso de pessoas e animais para a obtenção de água e realização de atividades de baixo ambiental, conforme artigo 9º do Novo Código Florestal (BRASIL, 2012). Assim sendo, se tratam de áreas de especial interesse para a gestão responsável da bacia hidrográfica.

O mapa de PUC da bacia hidrográfica do rio Butuí, apresentado na figura 5, resultou da combinação das camadas descritas até então. Sendo assim, sua análise foi pautada também na comparação com as fontes de dados. Em tempo, os dados referentes a quantificação da superfície ocupada por cada classe de feição foram dispostos na tabela 7.

O PUC muito baixo foi detectado em apenas 0,09 km² (0,004%) da bacia hidrográfica. Suas manifestações foram pontuais, principalmente na manifestação simultânea de áreas de solos com baixas notas atribuídas e APPs. A magnificação apresentada no canto superior direito da Figura 5 demonstra a ocorrência sutil dessas áreas. Por um outro ponto de vista, esse resultado evidencia a existência de APPs que merecem um olhar mais cuidadoso.

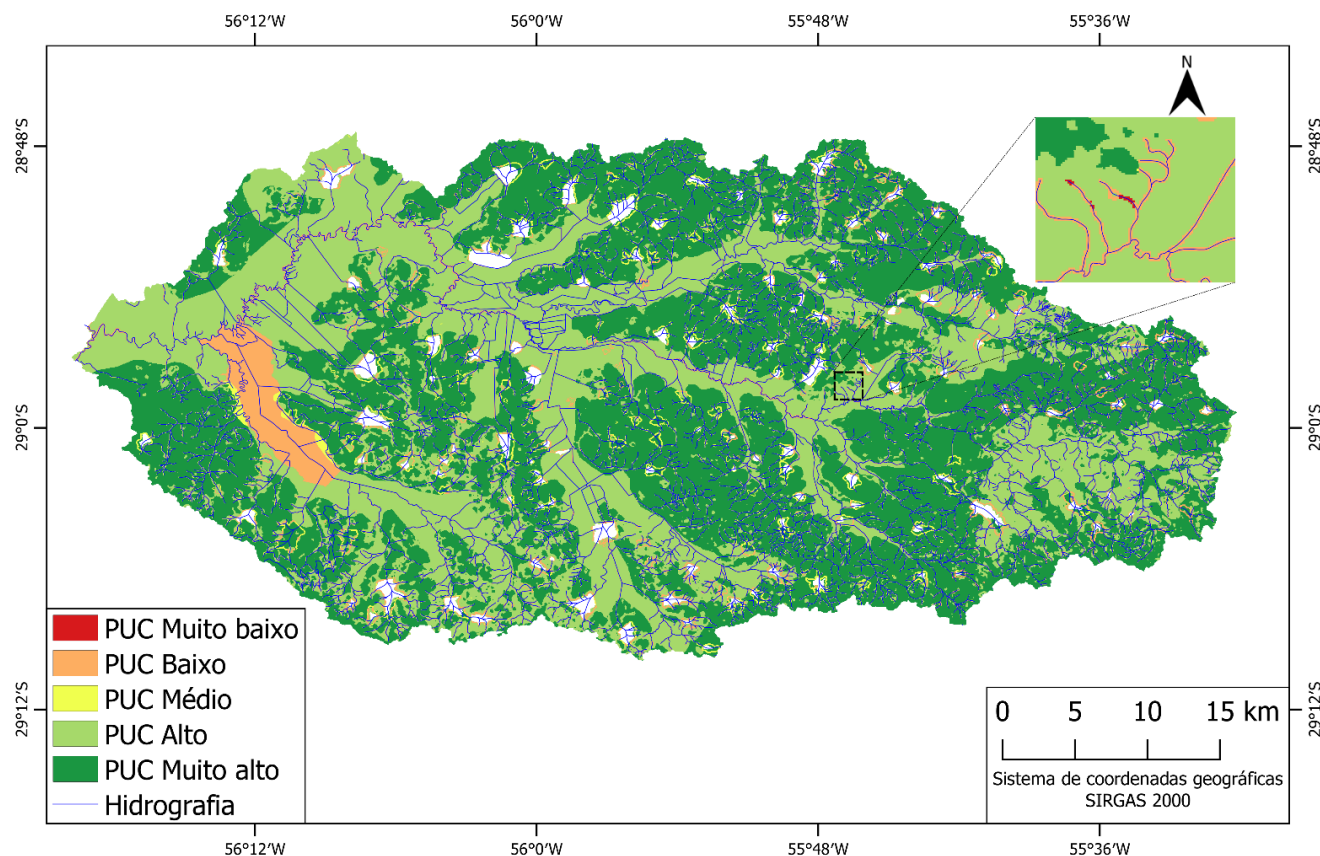


Figura 5: Potenciais de Uso Conservacionista na bacia hidrográfica do rio Butuí. Elaborado pelos autores.

Classe PUC	Área (km ²)	Área (%)
Muito baixo	0,09	0,00%
Baixo	170,47	7,50%
Médio	124,83	5,49%
Alto	827,70	36,40%
Muito alto	1150,71	50,61%
Totais	2273,80	100,00%

Tabela 7: Quantificação das áreas dos PUCs na bacia hidrográfica do rio Butuí. Elaborado pelos autores.

As áreas com PUC baixo foram detectadas ao longo de toda área de estudo, seguindo a ramificação dos cursos d'água. Essa conformação aparenta seguir a disposição espacial das áreas de solo com gleissolos e das áreas com litologia de areia. Esses resultados não foram associados ao PUC muito baixo, em parte, pelas declividades baixas encontradas nessas áreas, o que contribui para o aumento da nota final obtida no mapeamento do potencial.

Ocorrida em quantidade semelhante ao PUC baixo, o PUC médio foi detectado em 5,49% da área estudada. Conforme a figura 5, é possível observar que sua ocorrência se dá principalmente nas áreas de APP decorrentes da rede de drenagem. As notas um pouco mais elevadas podem ser atribuídas às áreas em que ocorrem solos da classe nitossolo e litologias de basalto. Apenas por esses requisitos seriam áreas de elevado PUC.

Já as áreas com PUC alto foram detectadas principalmente nas proximidades do curso d'água principal da bacia hidrográfica, o rio Butuí, e em seus afluentes imediatos. Apesar dessas áreas estarem associadas a gleissolos, que receberam a nota 1,9, além da litologia de areia, que recebeu nota 1,0, essas áreas contam com baixas declividades, fato que eleva a nota do PUC. De fato, a ponderação de valores realizada através da AHP atribuiu às declividades a segunda maior relevância. Com isso, a sua ocorrência é fortemente decisiva para a nota final do PUC.

Áreas com PUC muito alto foram detectadas principalmente na concomitância de feições de nitossolos com basaltos e baixas declividades. A combinação dos diferentes fatores com notas altas sugere a predominância de locais em que o uso responsável da terra pode acontecer de forma harmoniosa com o ambiente. As mesmas localidades em que ocorrem essa combinação de fatores que levam ao PUC mais alto também fazem parte da rede de drenagem e, portanto, tiveram seu potencial rebaixado. A isso se atribui o fato de que mesmo que essas áreas contam com áreas de preservação, as quais ainda que possuam solos, litologias e declividades com as melhores notas, ainda se tratam de áreas com importância estratégica para a manutenção da flora e fauna nas proximidades dos cursos d'água.

Sobre o mapa de PUC também é válido ressaltar que as fontes de dados utilizadas para a sua elaboração são marcadas por uma considerável generalização dos dados. Com escalas de representação que podem chegar a 1:750.000, a generalização pode representar algumas áreas enquanto acontece a supressão de áreas menores ou que não foram cobertas pela amostragem que originou esses planos de informações.

Apesar da generalização inerente às fontes de dados que compuseram o PUC, a possibilidade de trabalhar com dados fornecidos de forma gratuita, adicioná-los, visualizá-los e processá-los em um software que também tem uso livre certamente podem contribuir para processos de planejamento territorial, considerada a possibilidade de trabalhar dados de forma pouco onerosa.

Também é importante destacar que a adoção de um índice PUC por si não pretende explicar as potencialidades e fragilidades da terra em sua totalidade, mas sim fornecer um ponto de partida para a compreensão quantificada das características do uso e cobertura da terra.

A bacia hidrográfica do rio Butuí conta com áreas predominantemente associadas aos PUCs alto e muito alto. Ainda assim, cabe ressaltar a importância do manejo responsável de solos, áreas de vegetação nativa, cursos d'água e áreas úmidas. Com relação às APPs, ainda que nessas tenham sido observadas diferentes faixas de PUC, isso não implica na possibilidade de utilização das mesmas em maior ou menor grau. Com efeito, o Novo Código Florestal reforça que essas áreas estão protegidas de atividades que interfiram em suas dinâmicas, à exceção de práticas de baixo impacto, como a obtenção de água para pessoas e animais. Assim, ainda que haja APPs com PUC muito baixo, como destacado na figura 5, as demais áreas devem ser igualmente tomadas como restritas para o uso.

Através da aplicação da metodologia adotada foi possível partir de dados qualitativos e obter dados quantitativos, que foram representados na forma de um produto cartográfico, bem como na forma tabular. A isso se atribui em parte a importância da AHP, que permite através de sua lógica de comparações estabelecer um ranqueamento das contribuições de diferentes critérios para a obtenção de um determinado resultado. Mais do que isso, o embasamento estatístico da AHP possibilita trabalhar com considerações coerentes, apesar de não poderem ser consideradas como verdades absolutas.

Conclusões

Através da utilização de fontes de dados como pedologia, litologia, declividades e APPs foi possível o mapeamento dos PUCs na bacia hidrográfica do rio Butuí. Desse índice, foi observada a presença predominante de áreas com PUC muito alto (50,61%) e alto (36,40%), o que indica uma área que, se utilizada de forma responsável, pode ter seu impacto ambiental reduzido.

O método AHP permitiu trabalhar de forma quantitativa variáveis que inicialmente eram qualitativas, com amparo estatístico. Além disso, possibilitou identificar o peso de cada critério para a formação dos resultados, dos quais se destacaram as APPs (0,419) e as declividades (0,343).

Devido às características fisiográficas da área de estudo, com relevo predominantemente plano, os valores de PUC foram altos ou muito altos em praticamente toda sua extensão, ainda que a pedologia não tivesse as maiores notas em alguns locais.

As APPs, por força do Novo Código Florestal, ainda que tenham sido associadas a diferentes PUC, devem ser consideradas sempre como áreas de uso restritivo, como descrito na lei que as define.

Referências

BRASIL. Lei n° 12.651. Dispõe sobre a proteção vegetal nativa (...). 2012.

BRASIL. Lei n° 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos (...). 1997.

CORDEIRO, J. P.; BARBOSA, C. C. F.; CÂMARA, G. Álgebra de campos e objetos. In: CÂMARA, G.; DAVIS, C.; MONTEIRO, A. M. V. (ed.). Introdução à ciência da geoinformação. São José dos Campos: INPE, 2001. p. 8–26. E-book. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/gilberto/livro/introd/index.html>.

COSTA, Adriana Monteiro da, et al. Ponderação de variáveis ambientais para a determinação do Potencial de Uso Conservacionista para o Estado de Minas Gerais. *Geografias*, v. 14, n. 1, 2017.

COSTA, Adriana Monteiro da; et al. Potencial de uso conservacionista em bacias hidrográficas: estudo de caso para a bacia hidrográfica do rio Gualaxo do Norte, MG. *Geografias*, v. 27, n. 2, 2019. ISSN 2237-549X.

CPRM – Serviço Geológico do Brasil. Mapa Geodiversidade do Estado do Rio Grande do Sul. 2009. Disponível em <<https://rigeo.cprm.gov.br/handle/doc/14710>>

FEPAM. Base cartográfica do estado do Rio Grande do Sul, escala 1:25.000 – BCRS25. 2018. Disponível em <<http://ww2.fepam.rs.gov.br/bcrs25/>>

GASS, Sidnei Luís Bohn, et al. Zoneamento do Potencial de Uso Agropecuário na região nordeste do estado do Rio Grande do Sul. In: XVIII Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada, Fortaleza – CE, 11 a 15 de junho de 2019. ISBN 978-85-7282-778-2.

GOMES, Weslen Manari; MEDEIROS, Rafael Brugnolli; PINTO, André Luiz. Análise da fragilidade ambiental na bacia hidrográfica do Córrego da Moeda, Três Lagoas/MS. In: CAMPOS, Sérgio; PIROLI, Edson Luís; BENINI, Sandra Medina (Org.). Geoprocessamento aplicado a análises ambientais. Tupã: ANAP, 2015, pp. 54-67.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Bacias e divisões hidrográficas do Brasil. Coordenação de Recursos Naturais e Ambientais, Rio de Janeiro: IBGE, 2021. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/informacoes-ambientais/31653-bacias-e-divisoes-hidrograficas-do-brasil.html>>

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Mapeamento de recursos naturais do Brasil – Escala 1:250.000. Rio de Janeiro: IBGE, 2018. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/pedologia/10871-pedologia.html>>

MAIA, Ivan Luis Barbalho. O acesso à água potável como direito humano fundamental no direito brasileiro. Revista do CEPEJ, v. 20, pp 301-338, 2017.

MILES, Matthew B.; HUBERMAN, A. M.; SALDAÑA, Johnny. Qualitative data analysis: a methods sourcebook. 2014.

MOREIRA, F. et al. Inferência Geográfica e Suporte à Decisão. In: CÂMARA, G.; DAVIS, C.; MONTEIRO, A. M. V. (ed.). Introdução à ciência da geoinformação. São José dos Campos: INPE, 2001. p. 1–48. E-book. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/gilberto/livro/introd/index.html>.

PEREIRA, P. R. M.; COSTA, F. W. D.; GARCÊS JÚNIOR, A. R. Geoprocessamento aplicado na análise da fragilidade ambiental do município de Brejo, Maranhão. Revista Equador, [s. l.], v. 8, n. 2, p. 521–540, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.26694/equador.v8i2.9253>.

PINESE Junior, José Fernando; RODRIGUES, Silvio Carlos. O método de análise hierárquica – AHP – como auxílio na determinação da vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Piedade (MG). Revista do Departamento de Geografia – USP, v. 23, pp. 4-26, 2012.

QGIS Development Team, 2023. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>

RIO GRANDE DO SUL. Decreto nº 23.798, de 12 de março de 1975. Cria Parques Estaduais e Reservas Biológicas e dá outras providências. 1975.

RIO GRANDE DO SUL. Lei 15.434, de 09 de janeiro de 2020. Institui o Código Estadual de Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul. 2020.

ROSS, J. L. S. Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais antropizados. Revista do Departamento de Geografia, [s. l.], v. 8, p. 63–74, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.7154/RDG.1994.0008.0006>.

SAATY, T. L. (1977). A scaling method for priorities in hierarchical structures. Journal of Mathematical Psychology, 15(3), 234–281. doi:10.1016/0022-2496(77)90033-5

SAATY, T. L. (2016). The Analytic Hierarchy and Analytic Network Processes for the Measurement of Intangible Criteria and for Decision-Making. International Series in Operations Research & Management Science, 363–419. doi:10.1007/978-1-4939-3094-4

SANTOS, Humberto Gonçalves dos; et al. Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos. 5 ed., Brasília: Embrapa, 2018.

TZANAKAKIS, Vasileios A.; Paranychianakis, Nikolaos V.; Angelakis, Andreas N. Water Supply and Water Scarcity. Water, v. 12, n. 9, 2020.

VALERIANO, M. M. Modelo digital de variáveis morfométricas com dados SRTM para o território nacional: o projeto TOPODATA. In: XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2005, Goiânia, GO. Anais do XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2005. p. 1-8.

GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS EM COMUNIDADES DA ZONA RURAL

¹Érica Sílvia de Oliveira Silva, ²George do Nascimento Ribeiro, ³Wandenússia de Oliveira Silva, ⁴Eduardo Oliveira Nascimento, ⁵Jorismar de Oliveira Sena, ⁶Adriana Alves de Lima

¹ Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Desenvolvimento Sustentável do Semiárido, e-mail: erica.silvia@estudante.ufcg.edu.br; ² Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Desenvolvimento Sustentável do Semiárido, e-mail: george.nascimento@professor.ufcg.edu.br; ³ Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Desenvolvimento Sustentável do Semiárido, e-mail: wandenusia.oliveira@estudante.ufcg.edu.br; ⁴ Universidade Federal do Cariri, Centro de Ciências Agrárias e da Biotecnologia, e-mail: eduardo.oliveira@aluno.ufca.edu.br; ⁵ Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Desenvolvimento Sustentável do Semiárido, e-mail: jorismar.oliveira@estudante.ufcg.edu.br; ⁶ Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Desenvolvimento Sustentável do Semiárido, e-mail: adriana.lima@estudante.ufcg.edu.br

Palavras-chave: Impacto ambiental; Gerenciamento de resíduos; Qualidade de vida.

Resumo

O consumo de produtos providos das indústrias e a geração de resíduos nas zonas rurais é uma realidade que gera impacto no meio ambiente devido ao seu descarte inadequado. O presente trabalho objetivou realizar um levantamento bibliográfico sobre a destinação dos resíduos sólidos nas comunidades rurais do país. Utilizando-se da metodologia classificada como levantamento bibliográfico especializado. Como resultado foi observado que os autores concordam que não existem coletas para esses resíduos na maioria das comunidades, e onde se tem a coleta os moradores são responsáveis pela gestão dos resíduos produzidos. Isto demonstra que por estes realizarem a gestão dos resíduos, a finalidade dos mesmos em sua grande maioria é a queima, aterros inadequados e depósito a céu aberto. Impactando negativamente na qualidade de vida dos moradores, bem como no meio ambiente. Como alternativa, ações como a reciclagem, coleta seletiva, reutilização, investimento na educação e tecnologias, e o melhoramento da gestão política desses resíduos por parte do poder público, aparecem como vias para diminuir os danos causados a natureza. Podendo assim possibilitar uma melhor convivência com o meio ambiente.

Introdução

A globalização aproximou comunidades e diminuiu suas fronteiras. Este processo chegou as comunidades rurais e ao campo em suas diversas áreas, que vão desde as produções agrícolas até a produção de tecnologia, perpassando os caminhos rotineiros do dia a dia e assim ganhando espaço no cenário nacional. Tal fato acarretou o aumento do consumo, e consequentemente o aumento da produção de resíduos nas áreas rurais. Isto gera um problema enquanto a gestão dos resíduos produzidos desde a coleta, processamento e finalidade destes.

A Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, institui a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS), e dispõe sobre seus princípios, objetivos e instrumentos, bem como sobre as diretrizes relativas à gestão integrada e ao gerenciamento de resíduos sólidos, incluídos os perigosos, às responsabilidades dos geradores e do poder público e aos instrumentos econômicos aplicáveis. Já a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) através da Norma Brasileira (NBR) 10004, de 2004 traz a definição de resíduos e classifica-os por classes.

Segundo o Plano Nacional de Resíduos Sólidos (2022, p. 22) a taxa de cobertura do serviço de coleta de resíduos domiciliares em relação à população total do município, que se comparada com a taxa de cobertura de coleta em relação à população urbana, deixa clara a deficiência do serviço nas zonas rurais. Ainda de acordo com o Plano (2022, p. 22) quando se tratando a nível nacional, a cobertura de coleta de resíduos na população total chega 92,1%, enquanto nas áreas urbanas a cobertura é de 98,8%. Ainda dentro desta perspectiva as regiões Norte e Nordeste apresentam menor índice de coleta em áreas rurais, sendo a cobertura de 83,6% e 86,1% respectivamente, o que indica que a cobertura da zona rural é baixa e deficiente.

No meio rural a maior parte dos resíduos produzidos são orgânicos, constituídos por alimentos, cascas, bagaços de frutas, podas de árvores, dejetos de animais e tantas outras matérias que se decompõem na natureza (CAVALCANE, 2019, p.

14). Isto demonstra uma tendência de menor consumo de produtos industrializados nas zonas rurais, porém não distante a produção de resíduos provenientes de atividades agrícolas, bem como de consumo de produtos industrializados, por menor que seja é existente. Com base nas estatísticas no Brasil, estima-se que a população rural seja de 30 milhões de pessoas, gerando toneladas por dia de resíduos sólidos, segundo os dados sobre a geração de resíduos sólidos em pequenas cidades (CAVALCANTE, 2019, p. 19).

Sendo assim a destinação destes resíduos acontece de forma inadequada, isto aliada a inexistência de coleta e coleta seletiva (não existe ou ineficiente) aumentam as chances da deposição e destinação incorreta nas áreas rurais. O resíduo gerado de forma difusa e descartado de maneira inadequada nas vias públicas, nos rios, nos terrenos baldios ou até mesmo queimado a céu aberto dificulta a mensuração da massa gerada, além de causar graves impactos ambientais (PLANO NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS, 2022, p. 17).

Pensar assim em uma coleta efetiva nas zonas rurais e um funcionamento desta aliada com projetos de educação ambiental é um passo importante para a construção de um rural mais sustentável. A gestão não deve se limitar ao simples serviço de coleta, é necessária uma ação conjunta do município e da sociedade civil, adotando instrumentos como a educação ambiental que geram resultados positivos e que beneficiam a todos (DE SOUZA e DE OLIVEIRA e ARAGÃO, 2020, p. 14).

Diante do exposto, o presente trabalho tem por objetivo realizar um levantamento bibliográfico sobre a destinação dos resíduos sólidos nas comunidades rurais do país.

Embasamento Teórico

Política Nacional de Resíduos Sólidos

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) foi estabelecida através da Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Esta apresenta um importante marco na coleta, transporte, transbordo, tratamento e finalidade e gerenciamento dos resíduos. A PNRS institui as diretrizes sobre os princípios, objetivos e instrumentos, bem como sobre as diretrizes relativas à gestão integrada e ao gerenciamento de resíduos sólidos, às responsabilidades dos geradores e do poder público e aos instrumentos econômicos aplicáveis. De acordo com o Plano Nacional de Resíduos Sólidos a PNRS é regulamentada pelo Decreto nº 10.936/2022 e traz com ela um dos grandes desafios à gestão ambiental urbana nos municípios brasileiros na atualidade. “Este tema possui grande complexidade, apresenta interconectividade com diversas outras áreas, tais como processos de produção e consumo, comportamentos e hábitos da sociedade e se insere no amplo contexto do saneamento básico” (PLANO NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS, 2022, p. 12).

Para Machado (2012) a Lei de Política Nacional de Resíduos ganha maior destaque em seu art. 6º através de uma listagem de seus princípios. “Merece elogio essa estruturação da lei, pois seus aplicadores passam a ter uma orientação eficiente e segura para a própria interpretação do texto legal e de sua regulamentação” (MACHADO, 2012, P. 1). Em seu trabalho o autor trata dos princípios enumerados no art. 6º, sem observar a mesma ordem dos incisos desse artigo, elencando as suas atribuições e como estas se articulam dentro da PNRS.

Para Maia et al. (2014, p. 5) a PNRS é um texto moderno e com várias inovações, elucidando diversos conceitos de grande importância para o entendimento das questões ambientais relacionadas aos resíduos sólidos. Ainda de acordo com a autora pela primeira vez na história brasileira publicou-se uma lei totalmente voltada à problemática dos resíduos sólidos. “Vale mencionar que a Política Nacional de Resíduos Sólidos deve ser aplicada de forma integrada com as demais normas ambientais brasileiras” (MAIA et al., 2014, p. 5).

De acordo com Pertussatti (2018, p. 19):

A PNRS não é só uma política de gestão de resíduos sólidos, ela permeia as questões ambientais, sociais, culturais, econômicas, tecnológicas, de saúde pública, atribuindo responsabilidades a todos os atores envolvidos (fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes, consumidores e titulares dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo dos resíduos sólidos), o que se traduz na responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos seus produtos, definida no artigo 3º da PNRS.

Desta forma nota-se que a PNRS foi um divisor de águas em relação ao gerenciamento dos resíduos, instituindo ações que compactuam com as demais leis ambientais. Mas tal fato não abarca todas as situações, pois quando relacionada aos resíduos das zonas rurais a PNRS deixa uma lacuna a ser estudada e avaliada, o que destaca que a lei deve sofrer atualizações constantes advinda de consultas públicas e da ação participativa das comunidades. A partir disto Cerreta et al. (2013, p. 20) traz que:

Não há dúvidas de que a Lei 12.305/2010 trouxe um ordenamento aprimorado e estruturado na questão dos resíduos sólidos, porém, deixou uma lacuna no que se refere aos resíduos domiciliares (originados das atividades domésticas) na zona rural. Houve uma preocupação intensificada com o meio urbano, principal contribuinte de resíduos, e nenhuma com os lares rurais, que são constituídos por famílias, que consomem cada vez mais produtos industrializados, gerando assim uma maior quantidade de “lixo” em suas propriedades (CERRETA et al., 2013, p. 20).

Para Pertussatti (2018, p. 19):

A lei traz ainda a necessidade de que a União, estados, municípios, setor privado e a sociedade civil participem e articulem soluções para a gestão dos resíduos sólidos, incluindo a responsabilidade compartilhada consubstanciada em seu artigo 25, bem como instrui observância a ordem de prioridade na gestão e no gerenciamento dos resíduos sólidos, de não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, materializada no artigo 9º da dita lei (PERTUSSATTI, 2018, p. 19).

Partindo assim da presente afirmação, pressupõe que todas as áreas da sociedade estão sendo atendidas, pois a responsabilidade não é só governamental e abrange todos os indivíduos o que inclui assim, a zona rural. Porém, em muito se tem que avançar para que a realidade da zona rural seja a mesma da zona urbana em relação ao gerenciamento dos resíduos produzidos.

Resíduo sólido e zona rural

A NBR 10004 de 2004 define resíduo sólido como sendo:

Resíduos nos estados sólido e semissólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível (NBR 10004, 2004, p.1).

Desta forma, pode-se concluir que os resíduos sólidos podem ter diversas origens, e conseqüentemente caráter diferentes, este por sua vez se descartado de maneira inadequada pode causar modificações consideráveis ou impacto ao meio ambiente e a biodiversidade de um determinado local.

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) define impacto ambiental como:

Qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam: I - a saúde, a segurança e o bem-estar da população; II - as atividades sociais e econômicas; III - a biota; IV - as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente; V - a qualidade dos recursos ambientais (RESOLUÇÃO CONAMA Nº 001, de 23 de janeiro de 1986).

Para Cerreta et al. (2013, p. 24) “A zona rural não é um local apenas de atividades agrícolas, sendo os resíduos encontrados nessas localidades bastante diversificados, pois refletem as diferentes atividades econômicas dos proprietários, seus hábitos, sua renda e seu poder de consumo”. Ainda de acordo com o autor “sendo assim, se os resíduos não forem destinados de forma adequada, podem prejudicar o meio ambiente por apresentar substâncias tóxicas” (CERRETA et al., 2013, p. 24).

Para Rocha et al. (2012, p. 1):

A conscientização da população residente na área rural é de alta prioridade, pois esta acredita que, por ser pouca quantidade de lixo produzida por ela, não afetará o meio ambiente. Na maioria dos casos, o recolhimento do lixo é inviável para o poder público, nesse caso, o agente responsável, ou seja, a população decide sobre a destinação final desses resíduos (ROCHA et al., 2012, p. 1).

Diante do exposto, Cerreta et al. (2013, p. 25) diz que:

Verificar o destino dado a esses resíduos na área rural é de vital importância para que possam ser analisados os problemas referentes a uma má disposição dos mesmos e buscar alternativas e ações para que problemas futuros não venham a ser agravados, pois, o ser humano, para a sua sobrevivência, utiliza-se dos recursos naturais (CERRETA et al., 2013, p. 25).

Desta forma, toda deposição de resíduos que aconteça de maneira inadequada pode causar impactos ambientais. Analisando Zanchetta et al. (2007) a deposição de resíduos periodicamente em locais inadequados, causa o acúmulo destes, o que a longo prazo pode causar danos ao solo, ar e corpos d'água.

Sendo assim, os processos de aprendizagem e formação desempenham um importante papel nas comunidades. É através deste que os moradores entendem qual a seriedade dos impactos da deposição incorreta dos resíduos gerados por eles no meio ambiente. O conhecimento e as informações acerca do meio ambiente, sua importância para a existência da vida e os aspectos relativos à poluição e às formas de proteção e preservação ambiental, representam meios de conscientização da população, inclusive da população rural (ROSERVI, 2013, p. 37).

Material e Métodos

Entender os percalços e os caminhos já traçados para a produção de conhecimento, é necessário para construir um trabalho com embasamento. Sendo assim a presente pesquisa empregou a metodologia de Revisão Bibliográfica Especializada, que utilizou como base monografias e artigos científicos de periódicos como Scielo, Google scholar e Periódicos CAPES. Tal estudo buscou limitar as pesquisas a materiais recentes, buscando como base princípios atualizados sobre o assunto.

Como método foi utilizado as seguintes etapas sugeridas por Mazucato et al. (2018). Onde se realizou um levantamento bibliográfico preliminar, seguido pela decisão nas escolhas das fontes de buscas, onde se deu prioridade para portais de pesquisas, periódicos, livros, teses e dissertações, e por fim leitura e seleção do material, colhendo as informações relacionadas ao tema em si, a busca foi limitada a terminologias como resíduos sólidos e zona rural, finalidade dos resíduos sólidos e zona rural, caracterização dos resíduos da zona rural e análise e estudo da finalidade dos resíduos em zona rural.

A primeira etapa foi constituída pela escolha do material de referência onde foi incluído na busca apenas os estudos presentes nos periódicos veiculados a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES). Além desta, foram utilizadas outras plataformas de buscas, sendo elas: Scielo, Google scholar.

A segunda etapa foi realizada uma triagem de maneira que os trabalhos selecionados na primeira etapa atendessem aos critérios impostos pela delimitação do tema, sendo está feita através da leitura dos títulos e dos resumos.

Por fim, a terceira etapa foi constituída pela escolha do material após triagem realizada na segunda etapa, nela os trabalhos foram lidos e avaliados integralmente e selecionados, os que apresentavam um melhor quadro sobre o tema foram escolhidos, a Tabela 1 apresenta o título do trabalho, bem como os autores, ano de publicação e por fim as referências.

Título do trabalho	Autores	Ano de publicação
A problemática da destinação dos resíduos sólidos no território rural: o caso do Sítio Boi Morto.	FREIRE, Eder Almeida et al.	2016
Destinação dos resíduos sólidos e líquidos em assentamento rural na região de Senhor do Bonfim-BA.	ALVES, Valéria et al.	2013
Destinação e armazenagem de resíduos sólidos em propriedades rurais.	PEDROSO, Enio Fernando Hoehr	2010
Gestão ambiental e a problemática dos resíduos sólidos domésticos na área rural do município de São João – PR.	CERETTA, Gilberto Francisco et al.	2013
Gestão dos resíduos sólidos em comunidades rurais: um estudo de caso do Sítio Estrela, Barbalha, Estado do Ceará, Brasil.	DE SOUZA, Wana Maria et al.	2020
Manejo de resíduos sólidos na comunidade rural Boca da Mata - Jardim-CE.	SANTOS, L. dos; CORDEIRO, R. M.	2021

Fonte: Elaborado pelos autores (2023).

Tabela 1: Trabalhos selecionados para revisão

Resultados e Discussão

Aqui no presente tópico serão apresentados a produção brasileira sobre a finalidade que os resíduos sólidos das comunidades rurais levam, perpassando os resultados dos estudos distintos que apresentam o tema como eixo central. Tratando assim o tema como sendo um problema a ser superado.

Para De Souza et al. (2020) que desenvolveu o seu trabalho na comunidade do Sítio Estrela, localizado no município de Barbalha no estado do Ceará, a gestão do resíduo sólido das casas é realizada pelos próprios habitantes da comunidade, devido a tal fato, a ausência de formações sobre o impacto causado pelos resíduos em muitas das vezes não são considerados na gestão destes. A autora ainda destaca que, em alguns casos, mesmo aqueles que sabem do risco da disposição errônea deste material, não levam em consideração as consequências. Seguindo assim, a relação entre escolaridade reflete diretamente em como os moradores realizam o gerenciamento dos resíduos. Para reverter o quadro e melhorar as práticas de manuseio dos produtos gerados, a autora reflete sobre as iniciativas de formação, bem como ações que vão além da coleta por parte do município.

De acordo com Freire et al. (2016) a maioria dos resíduos na comunidade rural que este desenvolveu sua pesquisa é vinda de embalagens plásticas, papel e papelão. Nas onze famílias que o autor acompanhou foi visto que os resíduos tinham diferentes características a variar de acordo com hábitos, renda, atividade de trabalho entre outros, porém notou-se um padrão na finalidade dos resíduos, onde sua grande maioria era incinerada de maneira inadequada, liberando assim grande potencial tóxico e patogênico. O autor ressalta ainda que na comunidade não existe coleta por parte das autoridades municipais. Este fato difere do estudo De Souza et al. (2020) onde a prefeitura realiza a coleta em sua grande maioria. Como sugestão o autor diz que a lei deve ser revisada e atualizada a fim de atender as necessidades das comunidades rurais de maneira que possa ser garantido o direito a uma boa qualidade de vida.

Alves et al. (2013) constatou em seu estudo que teve por objetivo investigar a destinação dos resíduos sólidos e líquidos produzidos pela comunidade do Assentamento Jiboia em Senhor do Bonfim, Bahia, que assim como Freire et al. (2016) a maioria dos resíduos sólidos da comunidade é destinada a queima de maneira irregular. Em seu caso, constatou assim a falta de coleta por parte das autoridades responsável. Como solução é sugerido ações voltadas para educação ambiental e práticas sustentáveis, além da responsabilidade dos órgãos governamentais e a implantação de tecnologias acessíveis e efetivas.

Já Pedroso (2010) desenvolveu sua pesquisa em uma comunidade rural no município de Itaqui – RS, neste local ele entrevistou 30 famílias que desenvolvem atividades na agropecuária. Em seu estudo o autor notou que os resíduos das famílias não recebiam a finalidade apropriada. Diferente das demais pesquisas por se tratar de uma comunidade rural instalada em uma fazenda privada, se tem coleta dos resíduos e os responsáveis pelo gerenciamento era os próprios moradores. A fim de minimizar os impactos causados pela produção de resíduos, assim como os demais autores supracitados, o autor relata a importância de tecnologias como a coleta seletiva e a finalidade correta dos resíduos em aterros sanitários, além de formações como palestras e cursos sobre a problemática.

Discutindo sobre a legislação dos resíduos sólidos, sobre o que é gestão ambiental e seus conceitos, além de estabelecer a problemática que os resíduos causam no meio ambiente rural, Cerreta et al. (2013) traz em seu trabalho o objetivo de relatar o destino dado aos resíduos sólidos domésticos produzidos pelas famílias rurais do interior do município de São João-PR. Para tanto ele utilizou de uma metodologia exploratória, aplicando questionário nas escolas do município em questão. Como resultado foi óbito os seguintes dados da Tabela 2:

Destinação	Nº de Pesquisados	Percentual
Queima	37	37%
Enterra na propriedade	8	8%
Deposita em um poço negro	7	7%
Joga a céu aberto dentro da propriedade	2	2%
Acondiciona para posterior coleta da prefeitura	38	38%
Outros	8	8%

Fonte: adaptado de Cerreta et al. (2013).

Tabela 2: Disposição dos resíduos sólidos domésticos

Ainda de acordo com o autor constatou a coleta por parte do município em 48% dos entrevistados, porém a coleta é destinada para resíduos recicláveis. Segundo o autor, existe a coleta de materiais nas zonas de maior população rural e que este desempenha papel importante dentro das comunidades. O autor relata a complexidade dos resíduos gerados e de como estes afetam o meio ambiente, este ainda discorre sobre a toxicidade das substâncias que são depositadas de maneira incorreta e como elas podem afetar a biota e aos habitantes. Mesmo com a conscientização da comunidade o autor diz que ainda se tem muito a fazer, o investimento em educação ambiental e na formação para uma melhor gestão dos resíduos por parte dos habitantes é de fundamental importância para diminuir a agressão ao meio ambiente, já que em algumas localidades é inviável ou inexistente a coleta por parte da prefeitura.

Por fim para Santos e Cordeiro (2021) apresentam em seu trabalho o estudo de caso da comunidade Sítio Boca da Mata – Jardim/CE. Neste, suas autoras trazem a situação de renda, escolaridade e baixa formação ambiental atreladas ao manejo inadequado dos resíduos na comunidade rural. Nela é existente a coleta, porém toda a gestão é realizada pelos habitantes da área, o que ocasiona o descarte e depósito incorreto dos resíduos gerados. Assim como os autores anteriores já aviam relatado, a maioria dos resíduos são queimados a céu aberto ou enterrado, o que causa impacto ao meio ambiente e aos moradores. Para reverter tal quadro é sugerido a conscientização ambiental em massa e trabalhos de educação ambiental junto à comunidade.

Considerações Finais

Com base nos estudos analisados pode-se notar a importância que a coleta exerce nas ações de combate a degradação do meio ambiente provinda da deposição incorreta dos resíduos sólidos rurais.

Em todos os casos analisados a responsabilidade da gestão dos resíduos é realizada por os habitantes das comunidades. Habitantes estes, que em muitas das vezes não possuem formação para entender os impactos ambientais causados pela deposição incorreta do material. O que pode ocasionar prejuízos a qualidade de vida destes devido a queima inadequada, do aterramento inadequado, ou até mesmo, da deposição a céu aberto.

Entender que para os próximos anos, onde o consumo tende a aumentar e conseqüentemente a produção de resíduos também, e sendo está uma realidade da zona rural, é essencial adequar as leis e atualizá-las de maneira que, todas as comunidades sejam atendidas, suprimindo assim as lacunas que estão em abertas mesmo após dez anos da PNRS.

Investir assim na educação das escolas, bem como nas comunidades é um passo importante na mudança cultural para um melhor gerenciamento dos resíduos nas comunidades, assim como falam os autores citados, a educação é o primeiro passo para se conseguir uma mudança significativa, mesmo que a passos lentos.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, agradeço também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua, Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº. 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento”.

Referências Bibliográficas

ALVES, Valéria; SANTOS, Delfran; SILVA, Ana Paula. Destinação dos resíduos sólidos e líquidos em assentamento rural na região de senhor do Bomfim-BA. Enciclopédia Biosfera, v. 9, n. 16, 2013. Disponível em: <http://www.conhecer.org.br/enciclop/2013c/destinacao.pdf>. Acesso em 20 de jun. 2022.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10004: resíduos sólidos: classificação. ABNT, 2004. Disponível em: <https://analiticaqmcresiduos.paginas.ufsc.br/files/2014/07/Nbr-10004-2004-Classificacao-De-Residuos-Solidos.pdf>. Acesso em 20 de jun. 2022.

BERNARDI, Daiane. Gestão de resíduos sólidos no meio rural: um levantamento em municípios do oeste catarinense. 2018. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Disponível em: <http://riut.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/22800/1/gestaoresiduosolidosrural.pdf>. Acesso em 20 de jun. 2022.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Plano Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília: MMA, 2022. 209 p. Disponível em: https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/agendaambientalurbana/lixao-zero/plano_nacional_de_residuos_solidos-1.pdf. Acesso

em 20 de jun. 2022.

Brasil. Política Nacional de Resíduos Sólidos, Lei 12.305. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 2 ago. 2010. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm#:~:text=1o%20Esta%20Lei%20institui,poder%20p%C3%ABablico%20e%20aos%20instrumentos. Acesso em 20 de jun. 2022.

CAVALCANTE, Emília Mikaela das Chagas. Gestão de Resíduos Sólidos em uma propriedade rural. 2019. Disponível em: https://repositorio.ufersa.edu.br/bitstream/prefix/5769/1/Em%C3%ADliaMCC_MONO.pdf. Acesso em 20 de jun. 2022.

CERETTA, Gilberto Francisco; SILVA, Fernanda Kumm; DA ROCHA, Adilson Carlos. Gestão Ambiental e a problemática dos resíduos sólidos domésticos na área rural do município de São João-PR. Revista ADMpg, v. 6, n. 1, 2013. Disponível em: <https://www.revistas.uepg.br/index.php/admpg/article/download/14012/209209211131/>. Acesso em 20 de jun. 2022.

CONAMA, Resolução. 01/86, de 23 de janeiro de 1986-Licenciamento ambiental-Normas e procedimentos. Publicada no DOU, de, v. 17, p. 2548-2549. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/MMA/RE0001-230186.PDF>. Acesso em 20 de jun. 2022.

DE SOUZA, Wana Maria; DE OLIVEIRA, Iraneide Souza; ARAGÃO, Janisi Sales. Gestão dos resíduos sólidos em comunidades rurais: um estudo de caso do Sítio Estrela, Barbalha, Estado do Ceará, Brasil. Research, Society and Development, v. 9, n. 9, p. e99997057-e99997057, 2020. Disponível em: <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/download/7057/6223>. Acesso em 20 de jun. 2022.

FREIRE, Eder Almeida et al. A problemática da destinação dos resíduos sólidos no território rural: o caso do Sítio Boi Morto. Ciência e Sustentabilidade, v. 2, n. 2, p. 51-62, 2016. Disponível em: <https://periodicos.ufca.edu.br/ojs/index.php/cienciasustentabilidade/article/download/122/100>. Acesso em 20 de jun. 2022.

MACHADO, Paulo Affonso Leme. Princípios da política nacional de resíduos sólidos. Revista do Tribunal Regional Federal da 1ª Região, v. 24, n. 7, p. 25-33, 2012. Disponível em: <https://core.ac.uk/download/pdf/16037203.pdf>. Acesso em 20 de jun. 2022.

MAIA, HÉRIKA JULIANA LINHARES et al. Política Nacional de resíduos sólidos: um marco na legislação ambiental brasileira. POLEM! CA, v. 13, n. 1, p. 1070-1080, 2014. Disponível em: <https://www.e-publicacoes.uerj.br/index.php/polemica/article/viewFile/9636/7570>. Acesso em 20 de jun. 2022.

MAZUCATO, Thiago et al. Metodologia da pesquisa e do trabalho científico. Penápolis: Funep, 2018. Disponível em: https://edisciplinas.usp.br/pluginfile.php/5324848/mod_resource/content/1/Metodologia-MAZUCATO%28Org%29.pdf. Acesso em 20 de jun. 2022.

PEDROSO, Enio Fernando Hoehr. Destinação e armazenagem de resíduos sólidos em propriedades rurais. 2010. Disponível em: <https://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/29871/000779296.pdf?sequenc>. Acesso em 20 de jun. 2022.

PERTUSSATTI, Caroline Alvarenga. Revisão do plano nacional de resíduos sólidos-evolução da política nacional de resíduos sólidos. 2018. Disponível em: <http://dspace.ana.gov.br/conhecerc/bitstream/ana/1955/1/CAROLINE%20ALVARENGA%20PERTUSSATTI.pdf>. Acesso em 20 de jun. 2022.

ROCHA, Adilson Carlos et al. Gestão de resíduos sólidos domésticos na zona rural: a realidade do município de Pranchita-Pr. Revista de Administração da Universidade Federal de Santa Maria, v. 5, p. 699-714, 2012. Disponível em: <https://www.redalyc.org/pdf/2734/273425839007.pdf>. Acesso em 20 de jun. 2022.

ROVERSI, Clério André. Destinação dos resíduos sólidos no meio rural. 2014. Disponível em: http://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/22738/2/MD_GAMUNI_2014_2_77.pdf. Acesso em 20 de jun. 2022.

SANTOS, L. dos.; CORDEIRO, R. M. . Manejo de resíduos sólidos na comunidade rural Boca da Mata - Jardim-CE. Research, Society and Development, [S. l.], v. 10, n. 16, p. e442101623342, 2021. DOI: 10.33448/rsd-v10i16.23342. Disponível em: <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/23342>. Acesso em 20 de jun. 2022.

ZANCHETTA, Grazielle Simone Boscatto et al. Avaliação do grau de poluição do solo, águas, plantas e resíduos sólidos do lixão Linha Rincão do Engenho de Lagoa Vermelha, RS. 2007. Disponível em: <http://tede.upf.br/jspui/bitstream/tede/218/1/2007GrazielleZanchetta.pdf>. Acesso em 20 de jun. 2022.

UNIVERSALIZAÇÃO DO ABASTECIMENTO DE ÁGUA E ESGOTAMENTO SANITÁRIO EM BLUMENAU (SC) À LUZ DO NOVO MARCO REGULATÓRIO DO SANEAMENTO

¹Aline Chaves Alves, ²Gabriela Tenório de Lacerda Melo Alves, ³Fernanda Bet, ⁴Maryane Gislayne Cordeiro de Queiroz, ⁵Joel Dias da Silva

¹Universidade Regional de Blumenau, e-mail: alinechaves@furb.br; ²Universidade Regional de Blumenau, e-mail: gltmalves@furb.br; ³Universidade Regional de Blumenau, e-mail: fbet@furb.br; ⁴Universidade Regional de Blumenau, e-mail: mgcqueiroz@furb.br; ⁵Universidade Regional de Blumenau, e-mail: joels@furb.br

Palavras-chave: saneamento básico; legislação; universalização.

Resumo

Universalizar o acesso aos serviços básicos de saneamento (i.e., abastecimento de água, coleta e tratamento de esgoto, coleta e tratamento de resíduos e drenagem urbana) tem sido um desafio aos gestores municipais, mesmo com o aumento de incentivos e investimentos públicos que favoreçam a implantação de melhorias. Neste contexto, objetiva-se avaliar a universalização do abastecimento de água e esgotamento sanitário, no município de Blumenau em Santa Catarina, sob a ótica do novo marco regulatório do saneamento, investigando a implementação e cumprimento dos prazos estabelecidos pelo plano municipal de saneamento básico de Blumenau. Verifica-se, pelo forte investimento nos últimos anos, tanto em infraestrutura como manutenção dos serviços, um comprometimento dos gestores públicos na universalização, melhorando não só fornecimento de água e tratamento de esgoto, como também auxiliando no bem-estar da população e no desenvolvimento sustentável da região.

Introdução

A universalização do saneamento básico pode ser entendida como a aplicação gradual de acesso ao saneamento básico, em todas as moradias ocupadas, contempladas em todos os serviços previstos no inciso XIV da Lei Federal nº 14.026/2020, incluindo também o acesso ao tratamento e a disposição final dos esgotos sanitários (BRASIL, 2020).

No Brasil, essa realidade ainda é vista como um desafio, mesmo existindo cada vez mais incentivos e investimentos públicos. De acordo com o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento Básico (SNIS), no ano de 2021, por exemplo, 84% da população brasileira possuíam acesso à água tratada, contudo, destas, apenas 56% tinham acesso à coleta de esgoto (SNIS, 2021).

Esta realidade contrastante reforça a urgência na tomada de decisões assertivas, especialmente em áreas com maior vulnerabilidade social, com bairros inteiros com nenhuma ou baixa infraestrutura. Esta parcela da população possui os maiores índices sem rede de abastecimento de água potável, de recolhimento irregular de lixo e esgotamento sanitário, bem como a ausência do tratamento destes.

O Novo Marco Regulatório do Saneamento Básico, aprovado em 2020, por meio da Lei Federal nº 14.026/2020, garantiu algumas mudanças significativas de forma a promover o desenvolvimento do setor de saneamento, tanto em relação ao melhoramento das práticas regulatórias, quanto em relação à melhoria dos serviços públicos de abastecimento de água e esgoto sanitário, além da garantia de ampliação desses serviços para grande parte da população nacional.

A Lei determinou que, em casos de serviços de saneamento por meio de contratos, os responsáveis pela prestação do serviço deverão definir metas para garantir que 99% da população tenha acesso à água potável e de 90% da população com coleta e tratamento de esgotos até dezembro de 2033, uma transição de dez anos, prazo inferior ao estipulado anteriormente no artigo vetado, que era de cerca de trinta anos (BRASIL, 2020).

A região sul do país possui uma extensão de 49.668 km de rede coletora separadora absoluta (rede de esgotamento sanitário) equivalendo a um percentual de 16,7% de extensão total do país (IBGE, 2017; PNSB, 2017). O município de Blumenau, em Santa Catarina, é destaque entre as cem cidades com melhores índices em saneamento do Brasil, segundo o Ranking Nacional do Saneamento Básico, ocupando a 68ª posição, frente a outros municípios, como Ribeirão das Neves (MG), Nova Iguaçu (RJ) e Joinville (SC) (TRATA BRASIL, 2023). Contudo, para manter sua posição de destaque no cenário brasileiro, e seguir em direção aos objetivos do marco regulatório do saneamento, é necessário avanço nos trabalhos das concessionárias para garantir melhorias contínuas do sistema já em operação no município (BRK, 2021).

A extensão total de rede de distribuição de água no município equivale a 1.572km, representando um volume de 68.540m³ de água tratada distribuída por dia. Em relação ao esgotamento sanitário por rede coletora, Blumenau possui uma extensão total de 386km e o volume de esgoto tratado por dia é de 15.988m³ (IBGE, 2017).

Diante do exposto, objetiva-se avaliar o cenário da universalização do abastecimento de água e esgotamento sanitário no município de Blumenau, sob a ótica do marco regulatório do saneamento, investigando a implementação e cumprimento dos prazos estabelecidos pelo plano municipal de saneamento básico de Blumenau.

Métodos

A metodologia aplicada na elaboração do presente artigo foi realizada por meio da análise documental e pesquisa bibliográfica. Foram consultadas literaturas relativas ao assunto em artigos publicados em bibliotecas e base eletrônica de dados, como também informações disponibilizadas pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), Instituto Trata Brasil e demais legislações vigentes nas esferas federal, regional e municipal. Por fim, consultou-se também o Plano Municipal de Saneamento Básico de Blumenau, possibilitando assim a fundamentação para este trabalho e posterior discussão.

Caracterização da área de estudo

O município de Blumenau está localizado na região sul do país, nordeste do estado de Santa Catarina e na mesorregião Vale do Itajaí (Figura 1). Situa-se na Bacia do rio Itajaí-Açu, com relevo bastante acidentado, apresentando grandes e inúmeras diferenças de altitudes e declives (BLUMENAU, 2023).

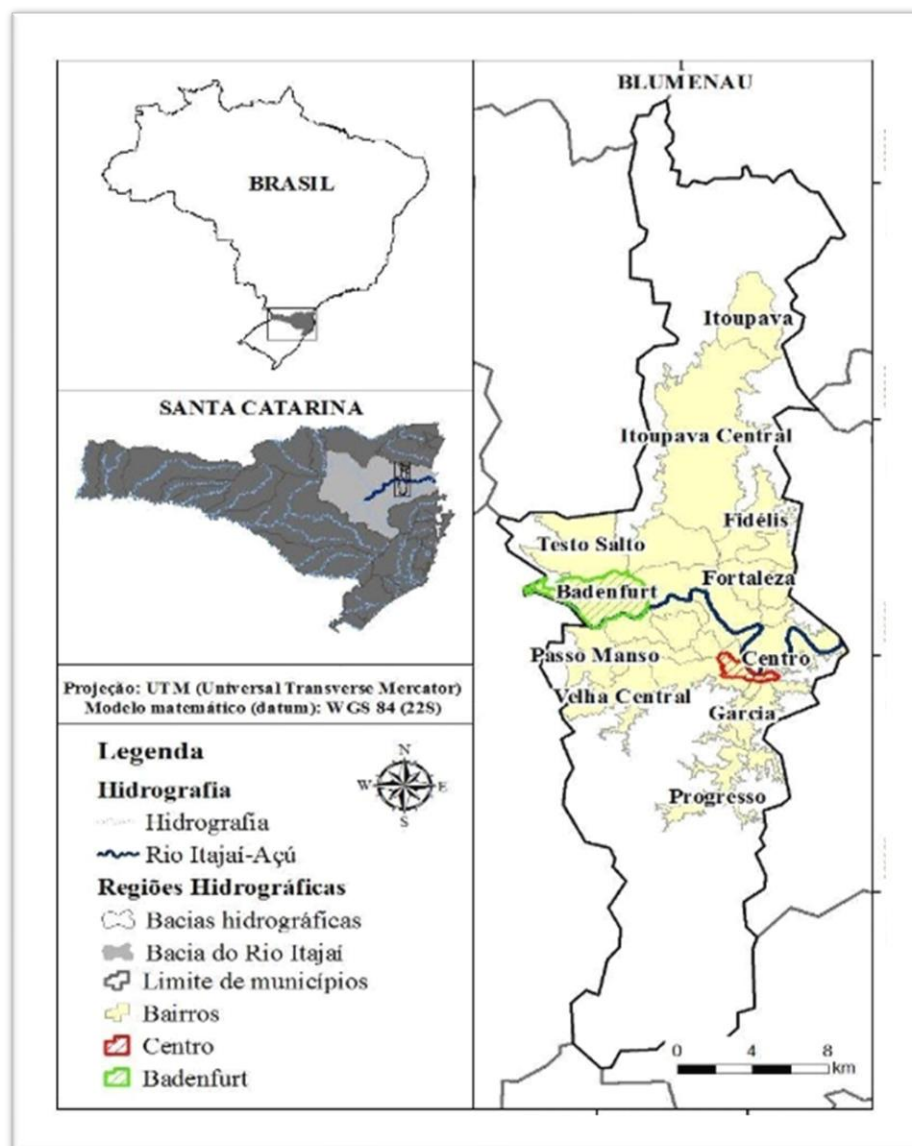
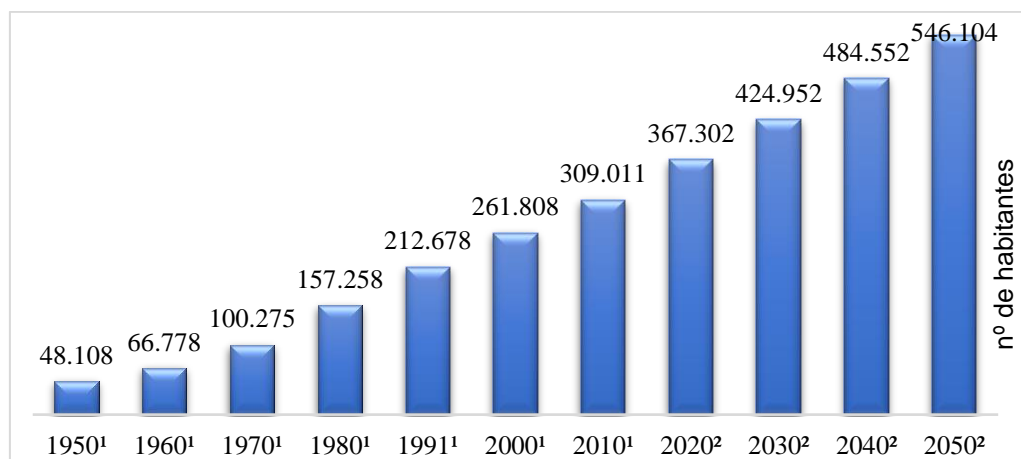


Figura 1 – Localização geográfica do município de Blumenau-SC. Fonte: PIAZZA; VIEIRA (2017).

Sua área territorial é de aproximadamente 518,619 km², incluindo áreas urbanas e rurais IBGE (2023). A exemplo da grande maioria dos municípios brasileiros, possui a maior parte de sua população concentrada nas áreas urbanas, com densidade demográfica próxima a 595 hab./Km² e uma taxa de urbanização em torno de 95% (IBGE, 2010).

O município destacou-se como a terceira maior população do estado, segundo dados censitários, em 2010 (último censo publicado) a população era de 309.011 habitantes residentes no município (IBGE, 2010). Ademais, o Plano de Saneamento Básico de Blumenau (BLUMENAU, 2016) por meio de uma projeção populacional até 2050 nas áreas de abastecimento de água, apontou que, no ano de referência a população poderá chegar à 546.104 habitantes. A evolução do número de habitantes pode ser observada na Figura 2.



¹ - Dados do censo do IBGE. ² - Projeção populacional das regiões de abastecimento Plano de Saneamento de Blumenau.

Figura 2 – Evolução do número de habitantes de Blumenau (1950 – 2050). Fonte: Autoras (2023).

De acordo com o plano municipal de saneamento (BLUMENAU, 2016), toda população urbana é atendida com abastecimento de água e se prevê a manutenção da universalização ao longo dos anos. No entanto, o Índice de Atendimento Urbano de Esgoto em Relação ao Atendimento com Abastecimento de Água (indica o percentual da população urbana que se beneficia dos serviços públicos de esgotamento sanitário com relação a população urbana que é atendida com abastecimento de água), estimou que a universalização será possível no ano de 2027, considerando-se um déficit técnico de atendimento em função de dificuldades, inviabilidade ou necessidade de obras complementares para as instalações físicas (BLUMENAU, 2016).

No tocante ao setor econômico, Blumenau possui forte influência econômica sobre todo o Vale do Itajaí, pela forte indústria têxtil, sendo sede para as principais indústrias têxteis do País: Hering, Teka, Cremer e Karsten. Além disso, a produção de cervejas artesanais e empresas de tecnologia são atividades econômicas que têm aumentado no município (SEBRAE/SC, 2019). De acordo com dados do IBGE, em 2020, o PIB (Produto Interno Bruto) per capita de Blumenau era de R\$ 49.145,71, ocupando a 63ª posição no ranking do estado.

Neste cenário, Blumenau apresentou uma renda per capita de R\$ 1.253,17, índice de extrema pobreza (medida pela proporção de pessoas com renda domiciliar per capita inferior a R\$ 70,00, em reais de agosto de 2010) de 0,12% e Índice de Gini (mede o grau de concentração de renda) de 0,46 no ano de 2010, segundo PNUD (2013). Além disso, apresentou um Índice de Desenvolvimento Humano – IDH (indicadores de países nos itens riqueza, alfabetização, educação, esperança de vida, natalidade e outros) de 0,805, considerado alto, ocupando assim a 6ª posição no ranking de desenvolvimento humano de Santa Catarina e a 25ª no cenário brasileiro (IBGE, 2010).

Anteriormente à existência de um sistema de abastecimento de água no município, a população fazia uso deste recurso pela coleta diretamente dos mananciais ou por meio de poços particulares. Foi somente em 1943, que o primeiro sistema de tratamento, armazenamento e distribuição de água foi inaugurado em Blumenau, com 43 quilômetros de rede e cerca de 500 ligações domiciliares (BLUMENAU, 2016). A Figura 3 mostra alguns marcos da evolução do serviço no município.

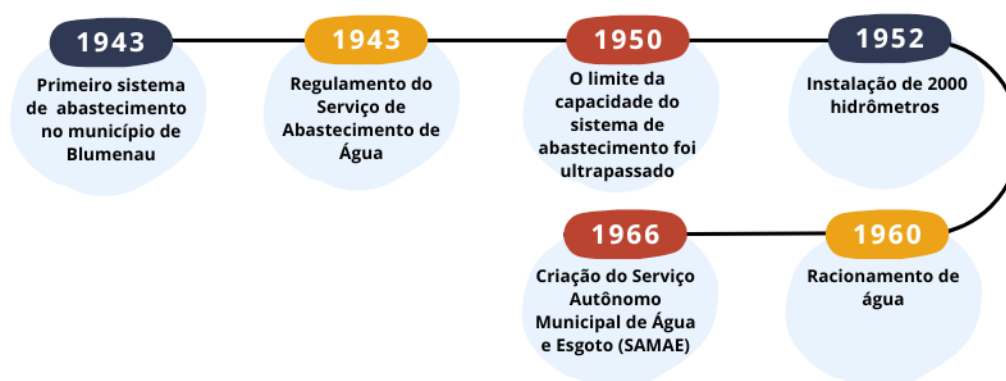


Figura 3 – Evolução do serviço de abastecimento de água em Blumenau. Fonte: Blumenau (2016).

É possível observar que, em 1950, o sistema projetado já era insuficiente e chegara ao seu limite de capacidade. Diante disto, medidas foram adotadas, ao longo dos anos, para se estabelecer um bom funcionamento do sistema, até que a solução encontrada foi a criação do Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto (SAMAE), através da Lei 1.370, de 11 de agosto de 1966 (BLUMENAU, 1966). A autarquia municipal administrou e operou os serviços de esgotamento sanitário até o ano de 2010, e posteriormente, realizou-se a concessão dos serviços, que passou para a gestão do grupo Brookfield (BRK, 2023).

Resultados e Discussões

A Lei Federal nº. 14.026 de 2020, que apresenta o novo marco do saneamento, surgiu com o debate de anos cujo estreitamento ocorreu com mais propriedade depois das medidas provisórias, MP 844/2018 e MP 868/2018 (BRASIL, 2020). Pelo fato da não aceitação das alterações empreendidas pelas MPs, principalmente por se tratar de um tema complexo, necessitava de uma abordagem mais discutida e analisada de forma ampla com o setor e com a sociedade (SION, 2020).

Por esse motivo, Leite *et al.* (2021) afirma que um dos princípios fundamentais desse novo marco está relacionado com a regionalização da prestação dos serviços. Desta maneira, pode ser apresentada como uma solução para os ganhos de eficiência, escala, implantação dos subsídios cruzados e viabilidade econômica.

Para atingir os objetivos da regionalização é necessário que a sua estruturação seja fundamentada por estudos técnicos e científicos baseados em uma gestão de planejamento de longo prazo (FERREIRA CAPUTO *et al.*, 2023). Desta maneira, a regionalização não deve ser influenciada apenas pelo setor econômico, mas também ser levado em consideração os ganhos de curto e médio prazo (ORSI *et al.*, 2021). É necessário também que cada município tenha a responsabilidade de construção da sua regionalização, ao invés de responsabilizar os Estados e a União com a criação da fiscalização e de regras governamentais (MARQUES; CANÇADO; SOUZA, 2021).

O Novo Marco Legal do Saneamento Básico incentivou a regionalização da provisão dos serviços, em especial para regiões metropolitanas e agrupamentos municipais com o objetivo de aumentar os investimentos. Em Santa Catarina, o decreto Nº 1.372, de 14 de julho de 2021 define a estrutura da prestação regionalizada dos serviços de saneamento:

Art. 1º A prestação regionalizada dos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário no Estado de Santa Catarina será estruturada pelas 11 (onze) regiões metropolitanas instituídas pela Lei Complementar nº 495, de 26 de janeiro de 2010, e pela Lei Complementar nº 636, de 9 de setembro de 2014, sob o regime de governança interfederativa, nos termos da Lei federal nº 13.089, de 12 de janeiro de 2015, da Lei federal nº 14.026, de 15 de julho de 2020, e do Decreto federal nº 10.588, de 24 de dezembro de 2020.

Blumenau está inserido como sede metropolitana do Vale do Itajaí, sendo integrado também pelos municípios de Pomerode, Gaspar, Indaial e Timbó. E posteriormente pelos municípios de Apiúna, Ascurra, Benedito Novo, Botuverá, Brusque, Doutor Pedrinho, Guabiruba, Ilhota, Luiz Alves, Rio dos Cedros e Rodeio (SANTA CATARINA, 2021).

De maneira geral, para atingir as novas metas de universalização alguns obstáculos poderão ser encontrados nos contratos de prestação de serviços, bem como nas normas técnicas e cláusulas jurídicas, principalmente dificuldades de orçamentos pelos municípios (FERREIRA CAPUTO *et al.*, 2023). No município de Blumenau, o Plano Municipal de Saneamento Básico foi construído no ano de 2016, com diretrizes de curto, médio e longo prazos, onde o Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto (SAMAE) é o responsável pela gestão dos serviços prestados, e gerenciamento de alguns serviços contratuais.

Ano	% Atendimento SES	População Urbana Atendida SES - tratamento (hab.) pelo Contrato
-1 2016	37%	113.248
0 2017	39%	121.256
1 2018	44%	138.963
2 2019	49%	157.199
3 2020	67%	218.342
4 2021	72%	238.343
5 2022	77%	258.922
6 2023	82%	280.092
7 2024	84%	291.456
8 2025	85%	299.586
9 2026	86%	308.974
10 2027*	UNIVERSALIZAÇÃO	363.680

*“De acordo com o Contrato de Concessão e sua projeção de metas, a “Universalização” do Sistema Público de Esgotamento Sanitário de Blumenau está prevista para ser alcançada no ano 2027, considerando-se um déficit técnico de atendimento em função de dificuldades, inviabilidade ou necessidade de obras complementares para as instalações físicas”.

Tabela 1 - Metas de atendimento com o sistema de esgoto. Fonte: SAMAE (2016).

O plano municipal de saneamento de Blumenau definiu como meta alcançar 90% de atendimento aos sistemas de esgoto até 2027 (Tabela 1), segundo dados do município, em 2022, a cobertura é cerca de 47% (BLUMENAU 2022), 25% abaixo do esperado pelas metas estabelecidas pela concessionária prestadora de serviço. Apesar disso, a ampliação da rede de esgoto já alcançou mais de 170 mil residências e a cidade conta com mais de 400 quilômetros de redes de coleta de esgoto em

operação em 21 bairros, com cerca de 20 milhões de litros de esgoto tratados por dia. No início da concessão, em 2010, apenas 4,8% da população tinha esgoto tratado (BLUMENAU, 2021; SAMAE, 2023)

O sistema produtor de água de Blumenau possui capacidade de tratamento adequada às demandas atuais, no entanto, com alguns problemas quanto à qualidade deste tratamento e, principalmente quanto ao transporte e reservação de água tratada (BLUMENAU, 2016; SAMAE, 2023). O principal sistema de abastecimento de água do Município (ETA II) possui como manancial o Rio Itajaí-açu, que sofre com alterações da sua qualidade (VIEIRA; RIBEIRO, 2020). Estas alterações dificultam a operação da ETA II, que necessita de uma ampla reforma, entretanto, segundo laudo contratado pelo SAMAE em 2016, não possuía até então viabilidade financeira.

Neste novo marco regulatório, o prazo para a universalização é 2033. O Decreto nº 10.710, de 31 de maio de 2021, regulamenta o art. 10-B da Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, para estabelecer a metodologia para comprovação da capacidade econômico-financeira dos prestadores de serviços públicos de abastecimento de água potável ou de esgotamento sanitário que detenham contratos regulares em vigor.

O setor do saneamento básico no Brasil é complexo e multifacetado. Por ser um setor cuja responsabilidade constitucional de prestação é dada ao município (BRASIL, 1988), pode haver modalidades distintas de operadores do serviço dentro de um mesmo estado, por exemplo. No caso de Blumenau, cuja prestadora de serviço se configura como uma autarquia (BLUMENAU, 1966), esse decreto não se aplica, por não se tratar de contratos formais entre o prestador e o Poder Concedente, não há previsão na própria Lei de comprovação da capacidade econômico-financeira.

O início das obras de construção de um novo sistema de abastecimento de água, incluindo a ampliação da captação de água bruta do Rio Itajaí-açu e da Estação de Tratamento de Água (ETA II), aumentando a capacidade total de abastecimento na cidade em 40%, está previsto para 2023. Serão investidos cerca de US\$26 milhões recursos oriundos do Banco para o Desenvolvimento da Bacia do Prata (FONPLATA) (BLUMENAU, 2022)

O SAMAE Blumenau realizou entre os anos de 2020 e 2022, diversas ações de ampliação, conscientização e educação em saneamento básico. Na área do abastecimento de água, o investimento foi de mais de R\$ 8 milhões na expansão e implantação de 18,72km de novas redes. O investimento beneficiou diretamente 180 mil habitantes em todas as regiões da cidade. Também foi implantado um novo reservatório de água, atendendo 37 mil pessoas, um investimento de R\$ 2.9 milhões (BLUMENAU, 2022; SAMAE 2023).

Dentre as condições para recebimento de recursos federais, estava a necessidade de que os Municípios definissem a entidade de regulação e fiscalização dos serviços de saneamento, independentemente da modalidade de prestação, fosse ela direta pelo Município ou indireta por prestadores estaduais ou privados.

A regulação dos serviços de abastecimento de água de Blumenau e esgotamento sanitário é de responsabilidade da Agência Intermunicipal de regulação (AGIR), desde 10 de março de 2010, quando entrou em vigor a Lei n.º 7.502, que ratifica o Protocolo de Intenções firmado pelo Município de Blumenau, visando a sua inclusão no Consórcio Público Intermunicipal que institui a AGIR, com papel de controle e fiscalização de serviços públicos municipais do médio vale do Itajaí (BLUMENAU, 2010). Antes do novo marco regulatório do saneamento, todas as agências, independentemente de seu formato, deveriam seguir os princípios da Lei nº 11.445/2007, agora com alteração segundo a Lei nº 14.026, de 2020 art. 22:

I - estabelecer padrões e normas para a adequada prestação e a expansão da qualidade dos serviços e para a satisfação dos usuários, com observação das normas de referência editadas pela ANA;

II - garantir o cumprimento das condições e metas estabelecidas nos contratos de prestação de serviços e nos planos municipais ou de prestação regionalizada de saneamento básico;

IV - definir tarifas que assegurem tanto o equilíbrio econômico-financeiro dos contratos quanto a modicidade tarifária, por mecanismos que gerem eficiência e eficácia dos serviços e que permitam o compartilhamento dos ganhos de produtividade com os usuários.

A AGIR possui como procedimentos de fiscalização a realização de uma visita técnica programada uma vez ao ano e quantas visitas adicionais forem necessárias de acordo com o recebimento de informações ou denúncias. Após estas visitas, elabora-se um relatório de não conformidades contendo prazos para efetivar as melhorias e correções, se necessárias (BLUMENAU, 2016; AGIR, 2023).

No novo marco regulatório, a ANA (Agência Nacional de Águas) recebe novas atribuições com um papel mais centralizador contribuindo de forma efetiva na prestação dos serviços de saneamento básico, através da regulação da agência estaduais e municipais, atuando com um papel fundamental de mediação entre as agências locais, a Lei Federal nº 14.026/2020 estabelece:

Art. 4º-A. A ANA instituirá normas de referência para a regulação dos serviços públicos de saneamento básico por seus titulares e suas entidades reguladoras e fiscalizadoras, observadas as diretrizes para a função de regulação estabelecidas na Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007.

A AGIR teve um papel essencial para implementação e discussões sobre o trabalho da ANA e do novo marco regulatório, através de assembleias o projeto foi apresentado aos municípios (AGIR, 2021). A ANA ainda não possui um cadastro de todas as entidades reguladoras infranacionais dos serviços de saneamento básico e não contempla todo o universo de entidades atuantes no setor de saneamento básico, sendo apenas as que constam da mala direta da ANA e que têm participado das discussões sobre as Normas de Referência. As entidades são convidadas pela ANA a participar das discussões da elaboração das Normas de Referência Regulatórias para o setor (ANA, 2023).

Considerações Finais

O Novo Marco do saneamento, atualizado pela Lei Federal nº 14.026/2020 apresenta mudanças que envolvem várias vertentes dos setores econômico, social e de infraestrutura. Sobre o ponto de vista dos direitos sociais, essa lei poderá promover mais qualidade de vida a população com mais acesso aos serviços básicos. Por outro lado, apresenta que a universalização não é possível sem uma gestão democrática e investimento de recursos públicos. Nesse aspecto, o Novo Marco apresenta reflexos positivos e negativos em relação a melhoria e ampliação da qualidade dos serviços no Brasil.

O município de Blumenau possui uma realidade que favorece a implementação a universalização, pois tem avançado junto aos órgãos prestadores de serviços para cumprir metas estaduais estabelecidas no seu plano de saneamento básico municipal. A grande discussão sobre o papel do novo marco, está vinculado a perda da autonomia municipal, que vem sendo fortemente debatido e esclarecido ao longo da sua implementação, e ainda não se reflete de maneira negativa no município.

O estabelecimento de metas reflete o compromisso de Blumenau em universalizar seu saneamento básico, o forte investimento nos últimos anos em infraestrutura e manutenção dos serviços é reflexo disso, melhorando não só fornecimento de água e tratamento de esgoto, como também auxiliando no bem-estar da população, e no desenvolvimento sustentável da região.

Referências Bibliográficas

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Entidades Infranacionais. Brasília: ANA, 2023. Disponível em: <<https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/saneamento-basico/agencias-infranacionais/>>. Acesso em: 25 de jun. 2023.

BLUMENAU. Dados Geográficos. 2023. Disponível em: <<https://www.blumenau.sc.gov.br/blumenau/as5d1a5sd4a4sd/>>. Acesso em: 25 de jun. 2023.

BLUMENAU. Lei Ordinária n.º 1.370, de 11 de agosto de 1966. Cria o serviço autônomo municipal de água e esgoto e dá outras providências. Blumenau, SC, 1966. Disponível em: <https://leismunicipais.com.br/a/sc/b/blumenau/lei-ordinaria/1966/137/1370/lei-ordinaria-n-1370-1966-cria-o-servico-autonomo-municipal-de-agua-e-esgoto-e-da-outras-providenciassamae>. Acesso em: 25 jun. 2023.

BLUMENAU. Revisão do Plano Municipal de Saneamento Básico de Blumenau (SC). 2016. Disponível em: <<https://www.blumenau.sc.gov.br/blumenau/planos-municipais/>>. Acesso em: 20 jun. 2023.

BLUMENAU. Samae Blumenau faz balanço positivo dos últimos anos e planeja novos investimentos em 2023. Prefeitura de Blumenau. Disponível em: <<https://www.blumenau.sc.gov.br/secretarias/samae/samae/samae-blumenau-faz-balanco-positivo-dos-aoltimos-anos-e-planeja-novos-investimentos-em-20234>>. Acesso em: 27 jun. 2023.

BRASIL, Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualização do marco legal do saneamento básico. Brasília, DF: Casa Civil, 2020.

BRASIL. [Constituição (1988)]. Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília, DF: Senado Federal, 2016. 496 p. Disponível em: https://www2.senado.leg.br/bdsf/bitstream/handle/id/518231/CF88_Livro_EC91_2016.pdf. Acesso em: 23 jun. 2023.

BRK em Blumenau. BRK, 2023. Disponível em: <<https://www.brkambiental.com.br/blumenau/quem-somos>>. Acesso em: 25 jun. 2023.

BRK. Blumenau se destaca no Ranking Nacional do Saneamento Básico. 2021. Disponível em: <<https://www.brkambiental.com.br/blumenau/blumenau-se-destaca-no-ranking-nacional-do-saneamento-basico#:~:text=No%20Ranking%20Nacional%20do%20Saneamento%20B%C3%A1sico%2C%20divulgado%20tamb%C3%A9m%20pelo%20Instituto,cidade%20catarinense%20de%20grande%20porte.>>. Acesso em: 28 jun. 2023.

FERREIRA CAPUTO, A.; DERENUSSON KOWARSKI, D.; MORELLI, G.; FERNANDES DA PAZ RIBEIRO DE SOUZA, T. A autonomia municipal na prestação regionalizada de saneamento básico. *Journal of Law and Regulation*, [S. l.], v. 9, n. 1, p. 139–166, 2023. Disponível em: <https://periodicos.unb.br/index.php/rdsr/article/view/43670>. Acesso em: 27 jun. 2023.

GUERRAS, S; VÉRAS, R. Novo marco regulatório do saneamento. *Revista de Direito Econômico e Socioambiental*. v. 12, n. 1, p. 196-215. Curitiba, 2021.

IBGE- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Demográfico 2000. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/>>. Acesso em: Acesso em: 25 de jun. 2023.

IBGE-Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Atlas de saneamento: abastecimento de água e esgotamento sanitário. Coordenação de Geografia e Coordenação de Recursos Naturais e Meio Ambiente. 2ª edição atualizada, 190p. Rio de Janeiro, 2021.

IBGE-Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Blumenau. 2023. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sc/blumenau/panorama>>. Acesso em: 25 de jun. 2023.

IBGE-Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Demográfico 1970. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/>>. Acesso em: 25 de jun. 2023.

IBGE-Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Demográfico 1980. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/>>. Acesso em: 25 de jun. 2023.

IBGE-Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Demográfico 1991. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/>>. Acesso em: 25 de jun. 2023.

IBGE-Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Demográfico 2010. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/>>. Acesso em: 25 de jun. 2023.

LEITE, M. D. S. *et al.* O Novo Marco do Saneamento (Lei Federal nº. 14.026 de 2020) e os possíveis impactos nos pequenos municípios brasileiros. *Research, Society and Development*, v. 10, n. 9, 2021.

MARQUES, D. H. F., CANÇADO, C. J., & SOUZA, P. DE C. Reflexões sobre o novo marco regulatório do saneamento básico: possíveis impactos no planejamento de Minas Gerais. *Texto para discussão. Fundação João Pinheiro*, n. 15, Belo Horizonte, 2021.

OCDE - Organização para a Cooperação do Desenvolvimento Econômico. Working party on regulatory management and reform: Proceedings of an expert meeting. London: United Kingdom, 2005.

ORSI, Rafael Alves *et al.* Conflitos e desafios entre a regionalização do saneamento básico, a governança da água e a macrometrópole paulista. *Cadernos de Campo: Revista de Ciências Sociais*, n. 31, p. 237-260, 2021.

PIAZZA. GUSTAVO ANTONIO; VIEIRA, R. Espacialização do índice de caminhabilidade (IC) como ferramenta de planejamento para mobilidade urbana... [S. l.]: Universidade Federal do Parana, 2017. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/319282289_Espacializacao_do_indice_de_caminhabilidade_IC_como_ferramenta_de_planejamento_para_mobilidade_urbana_dos_bairros_Centro_e_Badenfurt_em_Blumenau_SC. Acesso em: 27 jun. 2023.

PNUD - Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento. Atlas do Desenvolvimento do Brasil. 2013. Disponível em: <<https://www.undp.org/sites/g/files/zskgke326/files/2023-04/C3%20ndice%20de%20Desenvolvimento%20Humano%20Municipal%20Brasileiro%20-%202013.pdf>>. Acesso em: 25 de jun. 2023.

PUSCHEL, A. F. S; Munck L. R; LAHOZ R. A. L. As metas de universalização do novo marco do saneamento básico e os desafios para assegurar o equilíbrio econômico-financeiro dos contratos de programa. *Revista de Direito Setorial e Regulatório*, v. 9, nº 1, p. 283-312, maio de 2023.

SAMAE-SERVIÇO AUTÔNOMO MUNICIPAL DE ÁGUA E ESGOTO. Boletim sobre o abastecimento de água em Blumenau. Blumenau. 2023. Disponível em: <http://samae.com.br/noticiasView/2155_Boletim-sobre-o-abastecimento-de-agua-em-Blumenau*---dia-20-de-janeiro.html>. Acesso em: 27 jun. 2023.

SANTA CATARINA. DECRETO Nº 1372 DE 14 DE JULHO DE 2021. Define a estrutura da prestação regionalizada dos serviços de saneamento no Estado de Santa Catarina. Disponível em: <https://leisestaduais.com.br/sc/decreto-n-1372-2021-santa-catarina-define-a-estrutura-da-prestacao-regionalizada-dos-servicos-de-saneamento-no-estado-de-santa-catarina>. Acesso em: 27 jun. 2023.

SEBRAE/SC. Caderno de Desenvolvimento de Santa Catarina – Blumenau. 2019. Disponível em: <<https://datasebrae.com.br/municipios/sc/m/Blumenau%20-%20Cadernos%20de%20Desenvolvimento.pdf>>. Acesso em: 25 de jun. 2023.

SION, A. O. Necessidade de investimentos em infraestrutura para universalização do saneamento básico no combate a pandemias: Uma análise do enfrentamento à covid-19 à luz do Novo Marco Legal do Saneamento Básico. Revista Ciências Jurídicas e Sociais – IURJ, v. 1, n. 1, p. 111-141. Rio de Janeiro, 2020.

SNIS-Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento Básico. Painel do setor de esgotamento ano de 2021. Disponível em: <<https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/saneamento/snis>>. Acesso em: 23 de jun. 2023.

TRATA BRASIL. Ranking do Saneamento 2023. 2023. Disponível em: <<https://tratabrasil.org.br/ranking-do-saneamento-2023/>>. Acesso em: 28 jun. 2023.

GEOTURISMO ESPELEOLÓGICO COMO POSSÍVEL RESPOSTA AO PARADOXO DA GEOCONSERVAÇÃO E A EXPANSÃO DO AGRONEGÓCIO NO MATOPIBA-TO/BRASIL

¹Simonní Elias Leite Furtado, ²Maria Lígia Cassol Pinto

¹Instituto Federal do Estado do Tocantins – IFTO/Programa de Pós-Graduação em Geografia da UEPG-PR, e-mail: simnifurtado@gmail.com; ²Departamento de Geografia, Universidade Estadual de Ponta Grossa - UEPG/PR, e-mail: ligialhc@gmail.com

Resumo

No transcorrer da história a natureza vem sendo transformada em objeto, embora tenha-se criado leis para protegê-la, muitas práticas conduzem a sua destruição. A exemplo é possível mencionar o “mundo subterrâneo”, onde cavidades estão sendo destruídas sem ao menos desvendar suas riquezas bióticas e abióticas. Assim parte-se da premissa que uma das formas de minimizar esse impasse gerado por forças antagônicas, é por meio do desenvolvimento do geoturismo. Este artigo coloca em evidência um dos pontos cruciais relacionados à preservação, sem a pretensão de ser respondido, afinal o debate envolvendo preservação e desenvolvimento econômico foi colocado em pauta há mais de cinquenta anos e ainda permanece como uma incógnita. O objetivo aqui presente é evidenciar o reconhecimento da geodiversidade e a importância da geoconservação como um ato de coerência capaz de equilibrar forças antagônicas, como a expansão do agronegócio no MATOPIBA - (corresponde a um acrônimo formado pela junção das iniciais dos estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia; para designar a mais nova fronteira de agropecuária do cerrado brasileiro. (MIRANDA,2014).) - e a preservação das cavidades na região, paralelamente a um desenvolvimento com maior equidade para maioria da população que se encontra a margem da cadeia produtiva do agronegócio. Os procedimentos metodológicos envolveram uma ampla pesquisa bibliográfica, registros oficiais e notas técnicas sobre a temática. Para espacialização dos dados recorreu-se a arquivos vetoriais e imagens satélites, sendo os dados processados e trabalhados por meio do *software* QGIS 3.30.2. Dentre os resultados esperados, observou-se que estudos e/ou instrumentos legais dedicados a proteção da geodiversidade espeleológica do Brasil ainda são incipientes, no entanto, os estudos voltados a expansão do agronegócio são ratificados pelo governo federal, restando poucas alternativas para a preservação da geodiversidade espeleológica na região. Assim, perde o meio ambiente, perde as comunidades tradicionais que são expulsas de suas terras e perde as gerações futuras.

Introdução

Versa no presente artigo uma análise sobre a importância da geoconservação das cavidades localizadas na região do MATOPIBA, como possibilidade de desenvolvimento socioambiental, por meio do geoturismo, ressalta-se que esta área apresenta grande expansão do agronegócio nas últimas décadas e que por essa razão, chama atenção dos pesquisadores ambientais, sobre o desaparecimento de cavidades que ainda não foram prospectadas. A região do MATOPIBA é marcada por uma grande geodiversidade, mas que lamentavelmente ainda carece de uma política mais contundente voltada para sua geoconservação. Historicamente, dirigentes de diversos países têm se dividido quando a questão é escolher o desenvolvimento da economia ou a preservação do planeta. Mais precisamente, desde a Conferência de Estocolmo, em 1972 que a necessidade de se resolver esse paradoxo, atormenta os dirigentes mundiais. Afinal, a resposta do desenvolvimento econômico, apresenta-se a curto prazo para uma elite que insiste em não ver que o desenvolvimento, meramente econômico, é insustentável, não só do ponto de vista social, mas fundamentalmente ambiental. O recorte espacial do presente artigo, abarca com tranquilidade a exposição sobre esse paradoxo. A região do MATOPIBA, destaca-se, hoje, como importante fronteira para o desenvolvimento do agronegócio. Trata-se de uma área localizada majoritariamente no bioma do cerrado com a presença de um relevo relativamente plano, o que facilita a implementação da agricultura moderna. Deve-se colocar em relevo, que nesta região existem 862 áreas legalmente instituídas, que se encontram protegidas – ao menos teoricamente - pelo Governo Federal. Para além das terras legalmente instituídas, bem como, da expansão do agronegócio, a região do MATOPIBA apresenta uma geodiversidade marcada por singular beleza cênica, a exemplo a região da Serra das Mesas, Serra da Capivara, Serra Gerais, Jalapão, dentre outras que marcam a paisagem da região. Não resta dúvida sobre a vasta existência de atrativos para o desenvolvimento do Geoturismo, assim como, a existência de cavidades pode representar mais um elemento a se destacar como importante atrativo turismo.

Material e Métodos

A região do MATOPIBA é formada por áreas pertencentes aos estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia. O GITE-Grupo de Inteligência Territorial e Estratégica, foi o responsável por estabelecer os limites territoriais da região do MATOPIBA (EMBRAPA/NT1, p.7, 2015), tendo como critérios as áreas do bioma do cerrado presentes em cada um dos Estados que o compõe, correspondendo a uma área territorial de 73.173.485 milhões de hectares (Figura 1).

Os procedimentos metodológicos para o desenvolvimento do presente artigo iniciaram com uma ampla revisão da literatura por meio de diferentes plataformas digitais (Mendeley, ResearchGate, Scielo, Scopus, Science Direct e a Biblioteca Digital Brasileira de Teses e Dissertações – BDTD), bem como documentos oficiais e notas técnica sobre a temática.

Para espacialização dos dados delimitação da região do MATOPIBA, foram utilizados arquivos no formato shapefile, obtidos via banco de dados IBGE/INPE, NATURATINS e ICMBio/CECAV. Os dados espaciais obtidos foram organizados num banco de dados (SIG- Sistemas de Informações Geográficas) e manipulados via software QGIS 3.30.2, With GRASS 7.8.5.

A análise do uso do solo para confrontação com as áreas de cavidades, foi realizada por meio das imagens de satélite da Coleção 6 MAPBIOMA, baixadas a partir da plataforma Google Earth Engine, que foram posteriormente trabalhadas no software QGIS 3.30.2, With GRASS 7.8.5.

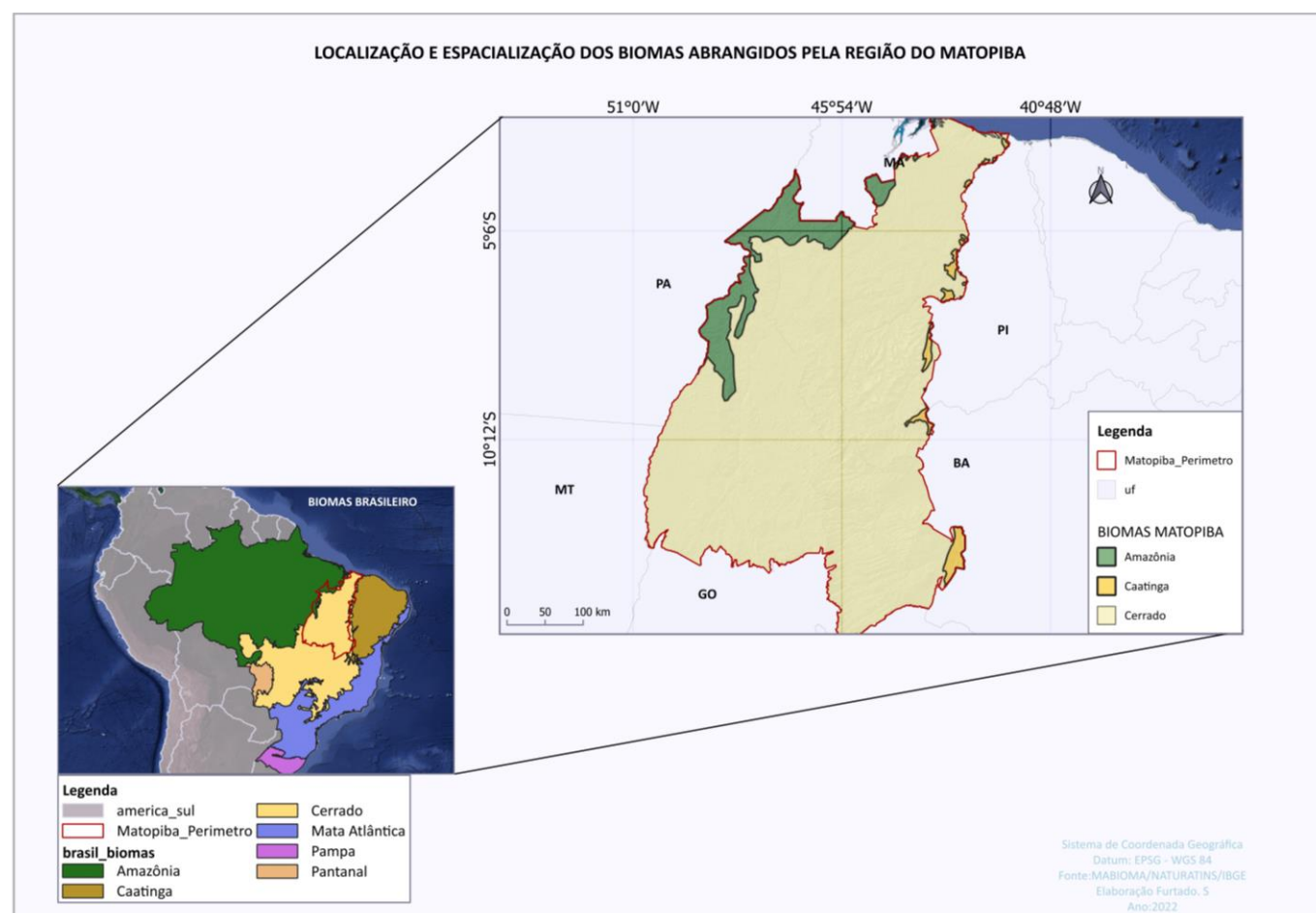


Figura 1: Localização da região do MATOPIBA e área de abrangência dos biomas presente na região.

Resultados e Discussão

Na região do MATOPIBA tem-se a presença de 46 Unidades de Conservação, 35 Terras Indígenas e 781 assentamentos de reforma agrária e áreas quilombolas (Figura 2), sendo essas legalmente instituídas, totalizando uma área territorial de 15.524.953 ha, em contrapartida, os estabelecimentos agrícolas ocupam uma área de 33.929.100 ha, (EMBRAPA/GITE,2014). O MATOPIBA caracteriza-se por ser uma região relativamente plana, sendo este aspecto um dos facilitadores para a implementação da agricultura moderna.

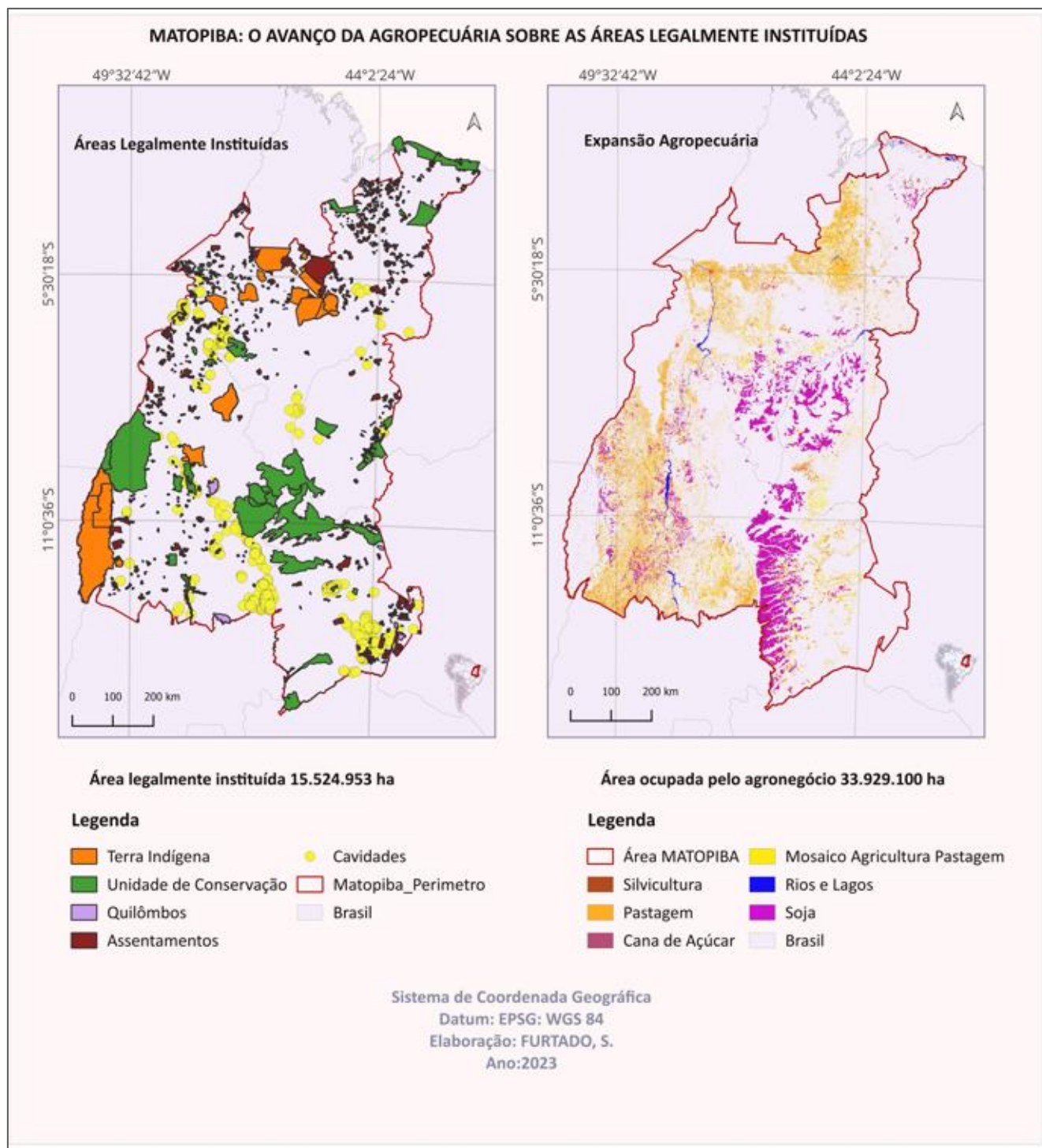


Figura 2: Espacialização das Unidades de Conservação, Terras Indígenas, Assentamentos do Incra e Quilombos na região do MATOPIBA e a expansão do agronegócio na região.

De acordo com os dados do Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Cavernas/Cadastro Nacional de Informações Espeleológicas CECAV/CANIE (2022), é possível observar que na região do MATOPIBA, têm-se a ocorrência de 1.593 cavidades. É importante evidenciar que o número de cavidades pode ser ainda maior, pois as cavidades cadastradas foram, somente, as identificadas e prospectadas por várias instituições e pesquisadores, sendo os dados publicados, em diversos meios de divulgação (Figura 3). Neste sentido, o CECAV/CANIE reforça que o número de cavidades cadastradas no Brasil, representa, apenas uma pequena parcela, pois trata-se de um trabalho que ainda é incipiente no país.

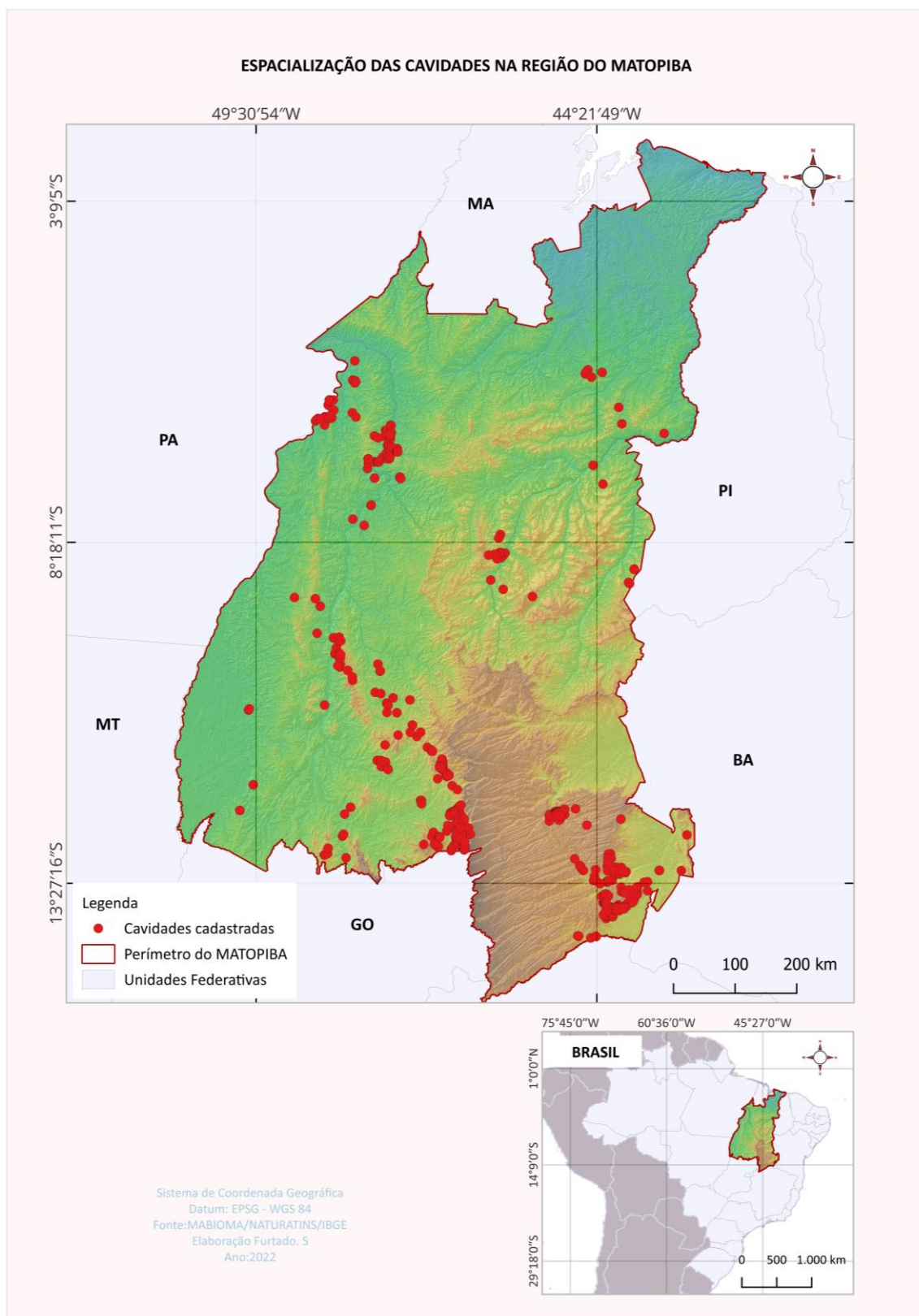


Figura 3: Espacialização das Cavidades cadastradas, até 2022, na região do MATOPIBA

Geodiversidade e Geoconservação: Para Além dos Espaços Protegidos

A terminologia geodiversidade passou a ser utilizada por geólogos e geomorfólogos a partir de 1990, objetivando a descrição da variedade de elementos abióticos existentes na natureza (Gray, 2005). Conceitualmente, corresponde ao conjunto de elementos naturais (rochas, solos, minerais, fósseis, manifestações geológicas, dentre outros) que possibilitam o conhecimento, o estudo e a interpretação de toda a dinamicidade geológica do planeta responsável pelo seu modelado,

diversidade de paisagem, além de permitir o estudo da origem da Terra e da vida neste planeta, são denominados de Geopatrimônio cujo processo de gestão ocorre em Geossítios objetivando a conservação do Patrimônio Geológico (CROFTS et al. 2020, p. 6 – 7).

Lamentavelmente, ainda hoje, a geodiversidade aparece como “pano de fundo” nas questões relativas ao geopatrimônio, geoturismo e geoconservação. Ressalta-se que a geodiversidade entendida em toda sua complexidade, corresponde a variabilidade de todos os elementos naturais, assim como, da sua dinamicidade na superfície terrestre, sendo de fundamental importância como substrato responsável pela sustentação da vida na Terra.

Para a *Comisión de Patrimonio Geológico de la Sociedad Geológica de España* (2022), a geodiversidade é representada pela variedade de estruturas que formam o substrato físico natural de uma região proveniente das consequências do desenvolvimento dos processos geológicos. Neste sentido a geodiversidade correspondendo a fusão de todos os elementos abiótico que apresentam um valor significativo – ou não – para o homem, e que, portanto, necessita ser preservado e conservado.

Gray (2005), afirma que, por um longo tempo, ocorreu o “divórcio” entre a diversidade biótica da abiótica, como se a última não existisse. E ainda, nos anos 2023, a geodiversidade aparece como “pano de fundo” nas questões relativas ao geopatrimônio, geoturismo e geoconservação. Ressalta-se que a geodiversidade é entendida em toda sua complexidade, corresponde a variabilidade de todos os elementos naturais, assim como, da sua dinamicidade na superfície terrestre, sendo de fundamental importância como substrato responsável pela sustentação da vida na Terra.

Em relação à Geoconservação, a *Sociedade Geológica de España* compreende que “ela é a proteção e preservação da Geodiversidade e do Patrimônio Geológico no âmbito do desenvolvimento sustentável”. De acordo Mirari et al. (2020) a geoconservação pode ser observada como um “ato de coerência”, pois é capaz de equilibrar forças contraditórias – degradação da natureza e conservação da natureza – concomitantemente ao fortalecimento de uma mensagem, cujas premissas fazem parte do desenvolvimento sustentável.

Em se tratado da geoconservação brasileira, torna-se imperativo revisitar o conceito de conservação presente em alguns dos principais instrumentos legais do país referente ao meio ambiente. Para fins previstos na lei nº 9.985/2000 - que instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação - SNUC, em seu Art. 2º inciso II - entende-se por:

(...)

II - conservação da natureza: o manejo do uso humano da natureza, compreendendo a preservação, a manutenção, a utilização sustentável, a restauração e a recuperação do ambiente natural, para que possa produzir o maior benefício, em bases sustentáveis, às atuais gerações, mantendo seu potencial de satisfazer as necessidades e aspirações das gerações futuras, e garantindo a sobrevivência dos seres vivos em geral. Grifo nosso. (BRASIL/SNUC, 9.985/2000).

Já na lei nº 12.651/2012, que instituiu o Código Florestal Brasileiro, a terminologia “conservação” aparece cinquenta e cinco (55) vezes, considerando o que foi revogado. Primeiramente aparece atrelada ao conceito de Reserva Legal como auxiliadora na reabilitação dos processos ecológicos ou como promotora da manutenção da biodiversidade; ora como política de conservação em áreas de reservatório artificial; ora como (des) conservação do que outrora foi conservado, como demonstrado no Art. 12, parágrafo 4º e 5º:

(...)

I - localizado na Amazônia Legal (...)

§ 4º Nos casos da alínea a do inciso I, o poder público poderá reduzir a Reserva Legal para até 50% (cinquenta por cento), para fins de recomposição, quando o Município tiver mais de 50% (cinquenta por cento) da área ocupada por unidades de conservação da natureza de domínio público e por terras indígenas homologadas (BRASIL/ lei nº 12.651/2012. Grifo nosso).

É possível observar que a natureza, apresentada tanto pela lei do SNUC, como também, pelo Código Florestal do Brasil, traz em seu bojo a conotação antropocêntrica, onde a natureza é concebida como um objeto a ser apropriado e/ou “conservado” pelo homem. Ressalta-se que “conservar” em latim *conservare* significa manter inato, guardar, preservar. Assim têm-se a conservação da natureza no sentido de garantir, manter, preservar sua diversidade física e biológica, bem como, promover sua restauração e/ou recuperação, garantindo o uso sustentável de suas propriedades naturais de forma perpetua-la para futuras gerações.

Já na terminologia geoconservação têm-se a fusão da palavra *Geo* que etimologicamente refere-se a terra, e a palavra Conservação, como dito anteriormente é concebida como manutenção, preservação da natureza. Logo, abstrai-se que a fusão geoconservação pressupõe a conservação da terra, ou seja, a conservação dos elementos abióticos que compõem a natureza.

Para Brilha (2005) o conceito de geoconservação ainda não é pacificado entre os especialistas. O referido autor defende que “a necessidade de conservar um determinado geossítio é igual à soma do seu valor mais as ameaças que o mesmo enfrenta”. A geoconservação objetiva a preservação da diversidade natural que envolve os aspectos relacionados à geologia, geomorfologia e pedologia. (SHARPLES, 2002. p. 2).

Assim, depreende-se que os componentes abióticos são de fundamental importância para a conservação da natureza, pois se constituem no alicerce da maioria dos componentes bióticos, logo preservar a biodiversidade pressupõe a preservação da geodiversidade sendo, portanto, conceitos diferentes, porém complementares que devem ser estudados por um viés geossistêmico. Sharples (2002) alerta que toda e qualquer alteração antropogênica relacionada ao relevo ou ao solo, ocasionará consequências diferentes às comunidades bióticas que ocupam esses habitats.

A geoconservação relacionada aos aspectos geológicos, geomorfológicos e pedológicos, com foco antropocêntrico pode ser observada por meio do “Geopatrimônio”, pois estes, representam um valor científico e/ou cultural para o homem, sendo sua preservação amplamente defendida. Porém a de se lembrar que o solo, as rochas e as diferentes formas de relevo devem ser consideradas, também, pelo seu valor ecológico enquanto base de sustentação para a geodiversidade e biodiversidade, assim como pelo seu valor intrínseco, ou seja, pelo simples fato de existir independentemente do seu aspecto “utilitário” para o homem, conforme descrito por Sharple (2002) sobre o “valor da geodiversidade em diferentes perspectivas”.

Em que pese que os conceitos das terminologias geodiversidade e a geoconservação sejam diferentes, eles devem andar juntos, pois enquanto o primeiro representa a variabilidade geológica, geomorfológica e pedológica o segundo pressupõe medidas para sua conservação. Neste mesmo, sentido a geodiversidade apresenta uma dicotomia atribuída ao seu “valor”. De um lado o valor intrínseco da geodiversidade, do outro seu valor socioeconômico. É indiscutível o valor intrínseco da geodiversidade, bem como, imperativo é a necessidade de enfatizá-lo. No transcorrer da história do homem diferentes elementos da natureza eram mais ou menos valorizado de acordo com a demanda, e esta determinou o quê, o quanto e por quanto tempo deveriam ser explorados. Consagrou-se assim a objetificação dos elementos da geodiversidade.

Geodiversidade Espeleológica

As cavidades subterrâneas - ao longo da história - despertaram sentimentos diversos no homem. O clássico paradoxo entre o amor e o ódio, também se revelaram no mundo subterrâneo. Para Maltez (2016), alguns olhavam as cavidades com encantamento, deslumbrados com suas formas reveladas pela sua geodiversidade, outros lutavam contra sua existência, pois em alguns casos representavam empecilhos para o desenvolvimento econômico.

O universo espeleológico se faz presentes em todos os continentes, diferenciando- se de acordo com seu substrato rochoso (MAMMOLA,2021). Embora ainda exista uma lacuna a ser desvendada, sobre os diferentes sistemas cavernícolas, a de se considerar que a geodiversidade cavernícola, também, é parte integrante da objetificação da natureza. Sejam elas cavidades naturais ou não, apresentam diferentes forma de uso para o homem (exploração de minérios e pedras preciosas, abrigo, geoturismo, desenvolvimento de pesquisas, dentre outras) logo, incorre sobre elas, valores que são determinados pelo seu uso.

Segundo Mattes (2020), é crescente o desenvolvimento de pesquisas nas áreas de geologia, paleontologia, antropologia e pré-história tendo como foco os ambientes cavernícolas, sendo este concebido como “arquivos da história natural e humana”. Ressalta-se que questões relacionadas a geodiversidade espeleológica, ainda se apresenta em segundo plano nas mais diversas pesquisas relacionadas ao “mundo subterrâneo”. Embora os estudos relacionados aos elementos bióticos, ainda sejam incipientes, cumpre ressaltar que estes estão à frente dos estudos relacionados aos elementos abióticos.

A relevância dos elementos abióticos na formação dos ambientes cavernícolas é indiscutível, pois elementos hidrológicos, geomorfológicos, climáticos, pedológicos, geológicos, em toda sua dinâmica e processo, compõem o ambiente propício para a formação do “vazio” que na sua essência conta a história do passado de algo que um dia existiu, sendo possível encontrar por meio de sua geodiversidade respostas para o presente (BELLA, 2021, P. 425-458) e (MATTES, 2020, P. 1-27).

De acordo com Ferreira (2020) até século XX as cavidades carbonáticas foram, em sua maioria, os principais nichos de estudos e exploração espeleológica no Brasil, assim como, foi a partir dos anos de 2000 que ocorreu a ampliação de estudos voltados às cavidades ferríferas, com o intuito de protegê-las frente a crescente exploração de minérios de ferro no Brasil. Segundo Oliveira (2020) um dos maiores dilemas na proteção de ambiente cavernícola em substrato ferrífero é sua sobreposição com área de mineração.

Considerando as leis, decretos, resoluções e instrumentos normativos, hoje o sistema cavernícola do Brasil é analisado a partir do grau de relevância de seus aspectos abióticos e bióticos, bem como, sua proteção está limitada a “área de influência” de 250 m, entorno de toda a extensão da cavidade. Segundo Ferreira (2020), a determinação da “área de influência” para proteção da cavidade ocorreu de “forma arbitrária, carente de fundamentação técnica, experimental, estudos científicos e ensaios de campo”.

É factível a lacuna legislativa existente no território brasileiro, assim como é fato que estudiosos e cientistas das mais diversas áreas têm desempenhado um esforço hercúleo para proteger esse magnífico patrimônio, ainda desconhecido. No Brasil têm-se a ocorrência de uma grande geodiversidade com potencial para serem classificadas como Geopatrimônio. Muitas dessas ocorrências são de conhecimento apenas regional, outras já se destacam no contexto nacional e internacional, dentre eles destaca-se: Jalapão – TO, Lago do Paraíso -TO, Cachoeira do Roncador -TO, Rio Azuis – TO, Gruta dos Caldeirões - TO, Parque do Cantão - TO, Chapada do Veadeiros - GO, Serra da Capivara -PI, Monte Roraima -RR, Chapada da Diamantina – BA, Vale dos Dinossauros -PB, dentre outros.

No que diz respeito ao potencial do patrimônio espeleológico do estado do Tocantins, os estudos ainda são incipientes, se comparado a outras regiões brasileiras. O Tocantins Espele Grupo – TEG, grupo de espeleologia ligado à Universidade Federal do Tocantins – UFT com a liderança do professor Doutor Fernando Morais, cujo estudos estão voltados às formações espeleológicas presente no relevo cárstico como também em rochas areníticas, vem se destacando nos últimos anos.

Em que pese a incipiência dos estudos espeleológicos no estado do Tocantins, o Centro Nacional de Conservação de Cavernas – CECAV, possui cadastrado, até o presente momento, (995) novecentos e noventa e cinco cavidades no Estado. Já o estado do Maranhão possui (108) cento e oito; o estado do Piauí possui (490) quatrocentos e noventa e o estado da Bahia possui (1.696) um mil seiscentos noventa e seis cavidades. Neste sentido, somente na região do MATOPIBA têm-se a ocorrência de 3.249 cavidades.

Assim conforme descrito Mirari et al. (2020) temos a ocorrência de duas forças contraditórias presentes na região do MATOPIBA. A primeira refere-se à existência de um Geopatrimônio em potencial relacionado ao ambiente cavernícola, e que, portanto, necessita de um levantamento, quanto ao potencial para posterior geoconservação. A segunda faz referência ao aspecto destruidor presente no “pacote” da expansão do agronegócio na região.

O equilíbrio entre forças opostas pode estar relacionado a um dos setores que se destaca pela busca da sustentabilidade em espaços naturais. Trata-se do turismo que tem como principal elemento os atrativos naturais. De um modo geral a indústria do turismo tem experimentado um grande avanço, sendo uma das que mais cresceu no Brasil, no primeiro bimestre de 2022, chegando a um crescimento de 29,1% (MTUR, 2022).

Assim, a Geoconservação associada ao desenvolvimento do Geoturismo constituem-se, indubitavelmente, em um grande potencial para equilibrar forças antagônicas, visto que, tanto a expansão do agronegócio quanto a implementação e/ou expansão do Geoturismo envolvem uma cadeia produtiva capaz de atender a demanda do capital. Neste sentido, compreende-se que a geoconservação de área com relevante interesse para o desenvolvimento do Geoturismo constitui-se em um importante fator de minimização dos impactos decorrentes da expansão do agronegócio no cerrado brasileiro.

Geoturismo: Uma outra forma de “ocupar” o Cerrado do Tocantins

De acordo com o MTur – Ministério do Turismo (2021), a atividade do turismo compõe 8,1% do produto interno bruto (PIB) do Brasil. O referido ministério, informa que dos 372 mil empregos de carteira assinada gerados no primeiro semestre de 2021, 180 mil corresponderam ao setor de turismo, o que representa 48,38%.

A Confederação Nacional de Comércio – CNC (2013) relata que o turismo é uma atividade econômica que envolve o fornecimento e o consumo de bens e serviços, por essa razão sua cadeia produtiva engloba mais de 53 diferentes segmentos de setores da economia nacional que atuam direta ou indiretamente com a atividade de turismo.

A OMT – Organização Mundial do Turismo (2017) define o turismo sustentável - “turismo na natureza” - como “aquele que leva em conta as consequências econômicas, sociais e ambientais atuais e futuras do desenvolvimento de suas atividades, com foco no atendimento às demandas dos turistas, da indústria, do planeta e das populações residentes nesses locais”. Neste sentido, temos um turismo responsável, que concomitantemente ao atendimento da demanda da indústria do turismo, promove o desenvolvimento econômico da localidade respeitando a geodiversidade e consequentemente a biodiversidade. De acordo com Martins e Silva (2018) o termo turismo de natureza pressupõe a aglutinação de outros termos que envolve o desenvolvimento da atividade com a natureza, a exemplo, o ecoturismo, turismo de aventura e o turismo rural, assim como engloba outras terminologias, a exemplo do próprio geoturismo.

Vale ressaltar que em 2011, o Congresso Internacional do Geoturismo, ocorrido em Arouca Portugal, apoiou a definição de geoturismo em conformidade com um viés mais abrangentes (geográfico), e ainda acrescentou a terminologia geológico ao conceito, divulgado por meio de uma declaração no final do evento: “o geoturismo deve ser definido como o turismo que sustenta e a identidade de um território, tendo em conta a sua geologia, ambiente, cultura, estética, património e bem-estar dos seus moradores”. (DOWLING and NEWSOME, 2018. p. 4).

Assim, o Geoturismo desponta como uma oportunidade de promover o maior contato com a natureza de forma ética e consciente garantindo a manutenção e a geoconservação dos espaços naturais, bem como, atuando como importante recurso didático para promover o conhecimento da origem e características dos aspectos geomorfológicos da paisagem.

O Geoturismo como dito anteriormente está intrinsecamente relacionado ao Geopatrimônio e/ou outras formações naturais (fisionomias de relevo, cavidades, vales, rios etc.) que apresentam grande relevância cênica e cultural, e que porventura ainda não tenha recebido a “chancela” de Geopatrimônio.

Brilha (2005) relata que várias são as atividades antropogênicas que são extremamente perniciosas ao Geopatrimônio que comprometem a geoconservação, dentre elas destaca o desmatamento, fogo e as atividades agrícolas intensivas (agronegócio). Para o autor o agronegócio, em razão das atividades inerentes ao mesmo, promove a compactação e erosão do solo, bem como, comprometem a percolação das águas interferindo na recarga dos aquíferos, além de promover a contaminação do solo e das águas devido ao uso de agrotóxicos.

Por outro lado, Brilha (2005), também relata que as atividades turísticas podem exercer grande pressão sobre a geoconservação de uma localidade. Áreas naturais que por sua vez recebem de forma indiscriminada turistas, sem que tenha ocorrido um levantamento das fragilidades dos locais, bem como, uma análise de sua capacidade de carga, podem ser tão donosas à geoconservação dos espaços naturais, quanto ao desenvolvimento do agronegócio. Neste contexto compreende-se que para garantir uma efetiva geoconservação de uma determinada localidade, deve-se primar por um conjunto de estratégias metodologicamente bem definidas.

As estratégias de geoconservação consistem na concretização de uma metodologia de trabalho que visa sistematizar as tarefas no âmbito da conservação do Patrimônio Geológico de uma dada área (país, província, conselho, área protegida, ...). Estas tarefas devem ser agrupadas nas seguintes etapas e sequências: inventariação, quantificação, classificação, conservação, valorização e divulgação e, finalmente monitorização. (BRILHA, 2005. p. 95).

Embora o estado do Tocantins ainda não tenha recebido nenhuma “chancela” de Geopatrimônio para as diversas potencialidades geoturísticas existentes em seu território, várias são as localidades que já são reconhecidas nacionalmente e internacionalmente, dentre elas pode-se destacar a Lagoa do Paraíso, Rio Azul, Fervedouros do Jalapão, Dunas do Jalapão, Lagoa do Japonês, complexo de cachoeiras do Taquaruçu, dentre outras.

Gray (2005) expõe a importância das paisagens cársticas ao relatar que elas guardam vestígios de várias civilizações. Para Evangelista e Travassos (2014) em que pese a importância da paisagem cárstica, cuja gênese advém das rochas carbonáticas, devem ser levadas em consideração o processo de dissolução que ocorrem em rochas não carbonáticas, como o arenito e quartzito.

Para além das paisagens cársticas existentes no estado do Tocantins - particularmente no município de Aurora do Tocantins, onde é possível observar paisagens endocársticas e exocársticas - a de se considerar, também, o potencial cavernícola da microrregião de Porto Nacional (corresponde a uma das 31 microrregiões definidas pelo Grupo de Inteligência e Estratégia – GITE, criado pela EMBRAPA para delimitar a região do MATOPIBA. (GONZAGA,2020).), onde em conformidade com o Ministério do Meio Ambiente (2022) foram catalogadas quatorze (14) cavidades. Vale lembrar que os estudos cavernícolas no Estado, ainda são bastante incipientes, logo, pode haver outras cavidades que ainda não foram descobertas.

Assim, paralelamente a expansão do agronegócio, possivelmente está ocorrendo o comprometimento de importantes Geossítios, como por exemplo, nas proximidades da Serra do Lajeado, onde já se fez a identificação de ambiente cavernícola como a Gruta do Impressionado, e em suas proximidades a ocorrência de um “paredão” com pintura rupestre (MOARIAS & ROCHA, 2011) e que de acordo com o Instituto de Pesquisa do Patrimônio Histórico e Artístico Nacional – IPHAN, estão sendo degradado pelas ações antropogênicas, seja pelo vandalismo ou pelo fogo, que muitas das vezes é utilizado como uma forma de limpar a área para posterior produção agropecuária.

Considerações Finais

Tendo em vista os aspectos apresentados conclui-se que, do ponto de vista legal a geodiversidade a reboque das legislações ambientais do Brasil, apresenta uma jornada marcada principalmente por retrocessos em que concerne a implementação de leis que efetivamente possam garantir sua proteção. O que se observou foram lacunas legislativas que corroboram para a legalização da destruição da geodiversidade.

Outro aspecto que merece ser colocado em relevo é a objetificação da natureza. A geodiversidade do mundo é enorme e o homem no transcorrer da sua história utiliza, para além de suas necessidades básicas, para atender a uma demanda capitalistas incessante. E, é neste cenário que os elementos da geodiversidade apresentam diferentes valores em conformidade com a demanda do momento, desconsiderando o valor intrínseco.

A geodiversidade é o palco da biodiversidade, o mundo abiótico e biótico está em constante diálogo. Observou-se que pouca ênfase tem se dado a essa questão, principalmente quando se trata da expansão do agronegócio onde ocorre dentre outros fatores, a compactação do solo e a percolação de agrotóxicos que atingem o lençol freático, assim como a destruição de cavidades, sendo muitas delas sequer catalogadas e/ou inventariada. Um mundo subterrâneo que se perde, elimina a possibilidade de compreendermos a história geológica da Terra, bem como, a evolução da vida em nosso planeta.

De um modo geral conclui-se que os estudos e/ou instrumentos legais dedicados a proteção da geodiversidade espeleológica do Brasil ainda são incipientes. Por outro lado, o poder de destruição seja pela expansão urbana, desmatamento, queimada ou expansão do agronegócio é dinâmico e avassalador. O turismo desenfreado em ambientes naturais também faz parte dessa equação da destruição. No entanto, merece ser evidenciado, que o turismo de natureza é uma importante ferramenta para sensibilização ecológica e por isso deve ser colocado em pauta como possibilidade de minimizar a destruição da geodiversidade.

Em que pese a existência de quase duas mil cavidades na região do MATOPIBA, os estudos relacionados a elas, são inexpressivos, por outro lado estudos relacionados a viabilidade da expansão do MATOPIBA são fundamentados por órgão oficiais do governo. Nessa balança de relevante desproporcionalidade, perde o meio ambiente, perde o mundo subterrâneo. Assim conclui-se que o geoturismo desponta como uma atividade capaz de equilibrar, ainda que minimamente, o confronto entre forças as antagônicas representadas de um lado pela expansão do agronegócio na região do MATOPIBA, e do outro pela necessidade da conservação e proteção da geodiversidade espeleológica na região.

Referências

BELLA, P., GRADZIŃSKI, M., HERCMAN, H., LESZCZYŃSKI, S. AND NEMEC, W. (2021), Sedimentary anatomy and hydrological record of relic fluvial deposits in a karst cave conduit. *Sedimentology*, 68: 425-448. <https://doi.org/10.1111/sed.12785>.

BRASIL, CPRM – Companhia de Prospecção e Recursos Minerais. Disponível em: <http://www.cprm.gov.br/publique/CPRM-Divulga/Canal-Escola/Breve-Historia-da-Terra-1094>. Acessado em outubro 2021.

BRASIL, Ministério das Minas e Energia Secretaria Geral. Projeto RADAMBRASIL Folha SC.22 Tocantins; geologia, geomorfologia, geologia vegetação e uso potencial da terra Rio de Janeiro, 1981

BRASIL. Agência Nacional das Águas. Brasília. Disponível em: <https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/por/catalog.search#/home>. Acessado em: 05 de março de 2021.

BRASIL. Constituição da República Federativa do Brasil: Promulgada em 5 de outubro de 1988. Disponível em: Constituição (planalto.gov.br). Acessado em: 07 de janeiro de 2020.

BRASIL. Decreto N° 97.632, de 10 de abril de 1989. Dispõe sobre a regulamentação do Artigo 2°, inciso VIII, da Lei n° 6.938, de 31 de agosto de 1981, e dá outras providências. Disponível em: D97632 (planalto.gov.br). Acessado em: 05 de agosto de 2021.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Brasília. Disponível em: <https://downloads.ibge.gov.br>. Acessado em: 05 de março de 2021.

BRASIL. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. São José dos Campos, SP. Disponível em: <http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>. Acessado em: 05 de março de 2021.

BRASIL. Lei n° 6938 de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Casa Civil. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938.htm. Acesso em: 10 de outubro de 2021.

BRASIL. Lei n° 9985 de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Casa Civil. Disponível em: L9985 (planalto.gov.br). Acesso em: 20 de julho de 2021.

BRILHA, J. Patrimônio Geológico e Geoconservação: a conservação da natureza na sua vertente geológica. Braga: Palimage Editores, 2005. p. 87 a 92.

CLASS, H., BÜRKLE, P., SAUERBORN, T., TRÖTSCHLER, O., STRAUCH, B., & ZIMMER, M. (2021). On the role of density-driven dissolution of CO₂ in phreatic karst systems. *Water Resources Research*, 57, e 202, 1WR030912. <https://doi.org/10.1029/2021WR030912>.

SGE- Sociedad Geológica España/Comisión de Patrimonio Geológico de la Sociedad Geológica de España . Acessado em: 15/03/2022. Comisión de Patrimonio Geológico – Sociedad Geológica de España (sociedadgeologica.org).

CROFTS, R. CROFTS, R., GORDON, J.E., BRILHA, J., GRAY, M., GUNN, J., LARWOOD, J., SANTUCCI, V.L., TORMEY, D., WORBOYS, G.L. Guidelines for geoconservation in protected and conserved areas. Best Practice Protected Area Guidelines Series No. 31. Gland, Switzerland: IUCN. (2020).

DIAS, L. C. FERREIRA, G. C. A geoconservação sob a ótica legislativa: uma análise comparativa de leis nacionais e internacionais sobre a proteção do patrimônio geológico. São Paulo, UNESP, Geociências, v. 37, n. 1, p. 211 - 223, 2018.

DOWLING, R. NEWSOME, D. Geotourism: definition, characteristics, and international perspectives. 2018. Transferido de Elgar Online em 25/05/2022, através de acesso gratuito Manual de geoturismo.

SGE – SOCIEDAD GEOLÓGICA DE ESPAÑA. “c”2022. Associação para promoção e divulgação de pesquisas em geologia. Disponível em: < História – Sociedade Geológica da Espanha (sociedadgeologica.org) > acessado em maio de 2022.

EVANGELISTA, V. K.; TRAVASSOS, L. E. P. Patrimônio Geomorfológico do Parque Estadual do Sumidouro. Belo Horizonte: PUC Minas, 2014. ISBN 978-85-8239-013-9 (Impresso) e ISBN 978-85-8239-018-4 (e-book).

GRAY, M. Geodiversity and geoconservation: what, why, and how?. In: The George Wright Forum. George Wright Society, 2005. p. 4-12.

FERREIRA, B. S. C. Análise crítica da metodologia de traçadores químicos fluorescentes para estudo da influência hídrica ao entorno de cavidades ferríferas: estudo de caso serra norte, Carajás/Pa. Ouro Preto, MG. UFOP/PPGG. [Mestrado]. f.127, 2020. p.

ICMBIO/CECAV. Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Cavernas.2022. (Cadastro das cavidades brasileira) Disponível em: < ICMBio - Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Cavernas - CECAV - ICMBio - Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Cavernas - CECAV >. Acessado em:28/05/2022.

- MALTEZ, R. T. Proteção Jurídica e Gestão das Cavidades Subterrâneas: Atividade Minerária e o Desenvolvimento sustentável. São Paulo. USP. [Tese - Doutorado em Direito].2016. p. 17 -23.
- MAMMOLA, S.; LUNGI, E.; BILANDŽIJA, H. Collecting eco-evolutionary data in the dark: Impediments to subterranean research and how to overcome them. *Ecology and Evolution*. 2021; 11: 5911 – 5926. <https://doi.org/10.1002/ece3.7556>.
- MARTINS, P. C. S.; SILVA, C. A. Turismo de Natureza ou na Natureza ou Ecoturismo? Reflexões e Contribuições sobre um Tema em Constante Debate. *Revista Turismo em Análise- RTA. ECA-USP*. 2018. v. 29, n. 3, p. 487-505g.
- Mattes, J. National spaces and deepest places: Politics and practices of verticality in speleology. *Centaurus*. doi:10.1111/1600-0498.12344. 2020.
- MIRANDA, E. E. de; MAGALHÃES, L. A.; CARVALHO, C. A. de. Proposta de delimitação territorial do MATOPIBA. Campinas, SP. Embrapa. 2014. p. 08-18.
- MIRARI. S.; AOULAD-SIDI-MHEND. A.; BENMLIH. A. "Geosites for Geotourism, Geoheritage, and Geoconservation of the Khnefiss National Park, Southern Morocco" *Sustainability*. 2020. 12, nº. 17: 7109. <https://doi.org/10.3390/su12177109>
- MORAIS, F.; ROCHA, S da. Cavernas em Arenito No Planalto Residual do Tocantins. *SBE – Campinas, SP. Espelo-Tema*. V. 22, nº 1, 2011.
- MTUR. Ministério do Turismo. “c” 2022. Disponível em: < <https://www.gov.br/pt-br/noticias/viagens-e-turismo/2022/03/em-um-ano-idade-de-atividades-turisticas-cresce-29-1-no-brasil> > Acessado em maio de 2022.
- OLIVEIRA, P. C. L. Avaliação da aplicação de sistemas de classificação geomecânica para cavidades ferruginosas. 2020. Dissertação [Mestrado] Universidade Federal de Ouro Preto. Ouro Preto/MG. 86 f. 2020.
- Pintura rupestre estão sendo ameaçadas pelas queimadas e pelo vandalismo no Tocantins. Bom dia, Tocantins. Palmas/TO. Exibição em 6 maio 2019. Disponível em: <https://globoplay.globo.com/v/7593506/>.
- SHARPLES, C. Concepts and Principles of Geoconservation. *Tasmanian Parks & Wildlife Service*. September 2002. p. 2.
- SOUZA, A.A DE. Tutela do Patrimônio Ambiental Espeleológico no direito Material Brasileiro. São Paulo. PUC. [Mestre em Direito]. 249 f. 2012. p. 110 -117.
- TIMO, M. B.; TRAVASSOS, L.E.P. Geopatrimônio e Geoturismo na Paisagem Cárstica. Belo Horizonte, MG: PUC Minas, 2022. p. 27 – 81.

IMPORTAÇÃO E EXPORTAÇÃO DE RESÍDUOS POLIMÉRICOS NO BRASIL

¹Andriele Brizolla Bueno, ²Kellen Cristine Pasqualetto, ³Carlos Alberto Mendes Moraes,

¹Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil – PPGEC -Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS), e-mail: buenoandriele@gmail.com; ²Mestra em Ciências Sociais do Programa de Pós-Graduação em Ciências Sociais (PPGCS) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS), e-mail: kpasqualetto@gmail.com; ³Professor dos Programas de pós-Graduação Engenharia Civil (PPGEC) e Engenharia Mecânica (PPGEM) - UNISINOS, e-mail: cmoraes@unisinobr

Palavras-chave: Movimentação transfronteiriça; Resíduos Poliméricos; Convenção de Basiléia.

Resumo

O presente estudo aborda a problemática da geração dos resíduos poliméricos (plásticos) como uma preocupação crescente em escala global. A Convenção de Basiléia é destacada como um instrumento essencial na promoção de uma gestão responsável e sustentável desses resíduos, regulamentando o movimento transfronteiriço de materiais, em especial os perigosos, incluindo resíduos plásticos. No Brasil, o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais (IBAMA) é o órgão competente responsável pela fiscalização das importações e exportações de resíduos, de acordo com as diretrizes da Convenção de Basiléia. Restrições e regulamentações são estabelecidas para garantir que os resíduos sejam adequadamente tratados, evitando a importação de resíduos poliméricos misturados a outros materiais ou contaminados. Em relação à produção de resinas poliméricas no Brasil, o país contribui com uma parcela significativa da produção global, sendo responsável por 2% das resinas e 1,9% dos transformados poliméricos. A reciclagem mecânica de polímeros no Brasil ainda apresenta desafios, com uma taxa de reciclagem de 24,3% em 2021. As importações e exportações de resíduos poliméricos são acompanhadas, sendo necessária uma maior atenção à gestão dos resíduos importados, considerando sua potencial reciclabilidade para evitar o recebimento de rejeitos. Para o levantamento dos dados apresentados neste trabalho, foi utilizada a plataforma *Comex Stat* portal disponível para acesso gratuito às estatísticas de comércio exterior do Brasil. Os dados levantados revelam que, no ano de 2022, o Brasil importou 5.489,38 toneladas de resíduos e aparas poliméricas, no valor de 3,13 milhões de dólares, representando 0,001% das importações totais do país. Já em 2021, foram importadas 8.618,1 toneladas, no valor de 4,45 milhões de dólares, correspondendo a 0,002% das importações totais. Quanto às exportações, em 2022 o Brasil exportou 3.491,36 toneladas de resíduos e aparas de plásticos, no valor de 1,9 milhões de dólares, representando 0,0006% das exportações totais. Em 2021, as exportações totalizaram 2.295,61 toneladas, no valor de 1,27 milhões de dólares, com 0,0005% de participação nas exportações totais. Os dados também mostram as principais origens e destinos dos resíduos poliméricos importados e exportados pelo Brasil. No ano de 2022, os Estados Unidos foram a principal origem das importações, seguidos pelo Chile, Portugal, México, Barbados e El Salvador, com diversas lacunas dos tipos de resíduos, se recicláveis ou não, o que levanta muitas preocupações socioambientais. Em relação às exportações, o Paraguai, a Malásia e a Itália foram os principais destinos. É notória a necessidade de fortalecer a reciclagem de polímeros e reduzir a dependência de resinas virgens, considerando as taxas de reciclagem ainda baixas no país. Ao mesmo tempo, fica evidente a importância de fortalecer a gestão responsável e sustentável dos resíduos poliméricos, em conformidade com a Convenção de Basiléia. Medidas como fiscalização aduaneira, investimentos em infraestrutura e tecnologias de reciclagem, além da promoção de parcerias internacionais, podem contribuir para um futuro mais sustentável na gestão desses resíduos. Em suma, o estudo destaca a importância da Convenção de Basiléia na gestão dos resíduos poliméricos no Brasil, enfatizando a necessidade de um controle rigoroso das importações e exportações.

Introdução

Nos últimos anos, a questão dos resíduos poliméricos tornou-se uma preocupação global crescente. A poluição ambiental causada por esses materiais descartados de forma inadequada tem impactos devastadores em ecossistemas, vida marinha e na saúde humana. Em meio a esse cenário, a Convenção de Basiléia emerge como um instrumento essencial na promoção de uma gestão responsável e sustentável dos resíduos poliméricos no contexto da importação e exportação. A Convenção de Basiléia, adotada em 1989, tem como objetivo principal regulamentar o movimento transfronteiriço de resíduos perigosos e outros materiais, incluindo resíduos plásticos. Seu objetivo é garantir que esses resíduos sejam tratados de forma adequada, minimizando os riscos para o meio ambiente e a saúde pública. No contexto específico dos resíduos poliméricos, a Convenção de Basiléia busca impedir que países desenvolvidos enviem esses materiais para países em desenvolvimento, onde muitas vezes a infraestrutura e os recursos para tratamento adequado são limitados, transformando estes materiais importados em resíduos depositados em aterros sanitários ou indústrias. Através da implementação de restrições e regulamentações, a convenção visa promover a redução na geração de resíduos poliméricos, estimular a reciclagem e o reaproveitamento, bem como fomentar a cooperação internacional para enfrentar esse desafio global.

No Brasil o Órgão Nacional competente para fiscalização de importação e exportação de resíduos é o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais (IBAMA), que perante a Convenção de Basileia é responsável por

receber dentro do território nacional a notificação de movimentações transfronteiriças de resíduos perigosos ou outros resíduos e a reportar tais notificações. Por meio da Instrução Normativa Ibama nº 12, de julho de 2013, o Ibama regulamenta os procedimentos de controle da importação de resíduos e estabelece a listagem de resíduos que são restritos e quanto ao seu controle. Em 2021, foi instituída a Portaria Ibama nº 2.334, de 14 de setembro de 2021, que estabeleceu condições e procedimentos simplificados para o consentimento das movimentações de trânsito de resíduos perigosos e outros resíduos. No entanto, fica proibida a importação de resíduos plásticos pós-consumo de produtos destinados ao consumidor final que estejam misturados a resíduos sólidos urbanos, a matéria orgânica ou qualquer outro tipo de resíduo, ou ainda, que apresentem qualquer contaminação que possa conferir periculosidade ao resíduo.

Quanto aos resíduos poliméricos (plásticos), no contexto de sua produção, esta se dá a partir da transformação da Nafta que constitui a primeira geração, a segunda geração é representada pelos termoplásticos e termofixos, a terceira geração é composta pela indústria de transformados plásticos dentro da cadeia petroquímica, a indústria de transformados plásticos engloba a fabricação de produtos e artefatos plásticos que empregam como matérias-primas as resinas petroquímicas. Globalmente a produção total de resinas para o ano de 2020 atingiu o total de 367 milhões de toneladas, e a produção de transformados plásticos 373 milhões de toneladas, que agregam os termoplásticos, poliuretanos, termofixos, elastômeros, adesivos, entre outros, sendo o Brasil responsável pela produção de 2% do total de resinas e 1,9% do total de transformados poliméricos (ABIPLAST, 2021).

PRINCIPAIS RESINAS CONSUMIDAS NO BRASIL - % (2021)

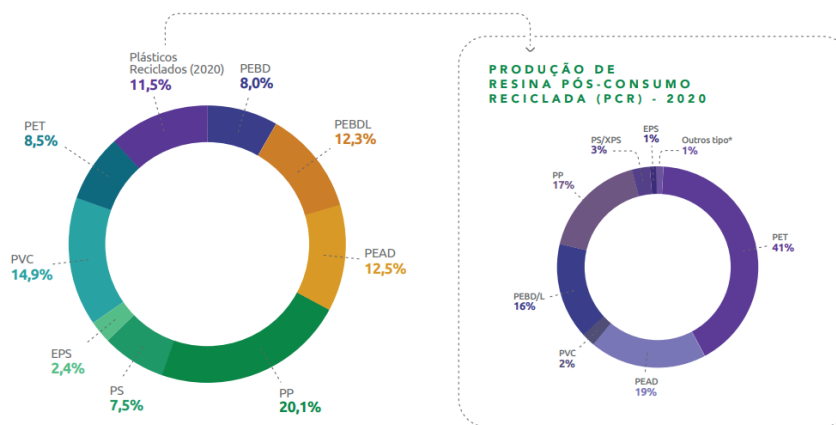


Figura 1: Consumo de Resinas poliméricas no Brasil, por tipologias em 2021. Fonte: ABIPLAST, 2021.

Em 2021, segundo levantamento realizado pelo Plano de Incentivo à Cadeia de Plástico (PICPLAST), o Índice Geral de Reciclagem Mecânica de Plásticos no Brasil foi de 24,3%, que considerou o cálculo da divisão da Produção de Plástico Pós-Consumo Reciclado (1.014.173 t) entre o total de Plásticos Pós-Consumo Gerado (4.340.798 t). Entre o fluxo de reciclagem foram divulgados o total de 352 mil toneladas exportadas de produtos plásticos transformados, e dentro da demanda de plásticos para a reciclagem o total importado foi de 1.045 mil toneladas, dados apresentados na Figura 2.

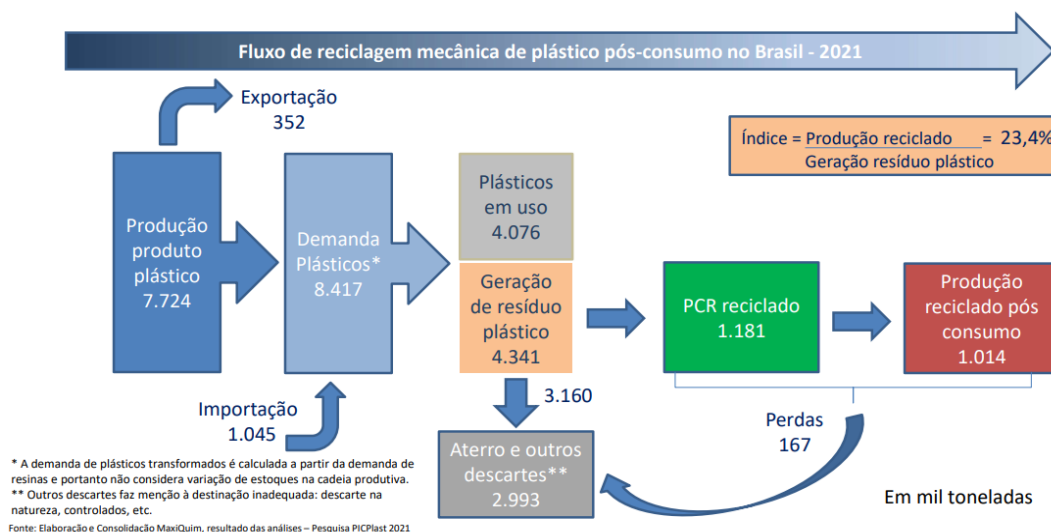


Figura 2: Índice de Reciclagem Mecânica no Brasil em 2021. Fonte: PICPLAST/MAXIQUIM, 2022.

No Brasil o contexto da reciclagem ainda é insipiente, considerando os números de taxa de reciclagem apresentados de 23,4% maiores que o índice nacional de 4% apresentados pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2022), demonstram que há uma problemática local no que diz respeito a gestão dos resíduos gerados nacionalmente. Tendo em vista o tratado de Basiléia que regulamenta o movimento transfronteiriço de resíduos, e que no Brasil as taxas de reciclagem são baixas, é necessário um controle maior no que diz respeito a resíduos importados, devido à dificuldade de gerenciamento de tais resíduos, pois muitos não possuem potencial de serem reciclados e são tratados como rejeitos. Este trabalho teve como objetivo realizar pesquisa investigativa das importações e exportações de resíduos poliméricos pelo Brasil.

Material e Métodos

Para o trabalho realizado, e levantamento dos dados acerca dos processos de importação e exportação de Resíduos Sólidos no Brasil, foram utilizadas palavras em português para a pesquisa, como “Importação e exportação de Resíduos no Brasil”, “Importação de resíduos sólidos”, e em espanhol, “Basura plastica importaciones en Brasil”. Para levantamento de informações oficiais, foi utilizada a plataforma “Comex Stat”, o Comex Stat é um sistema para consultas e extração de dados do comércio exterior brasileiro. São divulgados mensalmente os dados detalhados das exportações e importações brasileiras, extraídas do Sistema Integrado de Comércio Exterior (SISCOMEX, 2023), que é um instrumento administrativo que integra as atividades de registro, acompanhamento e controle das operações de comércio exterior, e que são baseados na declaração dos exportadores e importadores e que permite acesso gratuito às estatísticas de comércio exterior do Brasil.

Para o levantamento da importação e exportação de resíduos plásticos no Brasil, utilizando a plataforma Comex Vis, foi possível identificar o código “Desperdícios, resíduos e aparas de plástico”, que constituem em resíduos poliméricos, que segundo nota explicativa Portal Siscomex, é definido como: “Obras quebradas ou usadas de plástico, claramente inutilizáveis no estado em que se encontram, quer em desperdícios de fabricação (lascas, aparas, sobras, etc.), e que podem ser reutilizados ou reciclados como materiais de moldagem, bases para vernizes, materiais de carga, etc. Todavia não abrange desperdícios, aparas e resíduos de uma única matéria termoplástica, que estejam na sua forma primária”.

Dentro do portal o item “Desperdícios, resíduos e aparas de plástico”, possuem o código de identificação “39.15”, e são indicados como sendo de polímeros de etileno, estireno, cloreto de vinila e outros. Para a pesquisa na plataforma ComexVis (ComexVis, 2023), para o levantamento de importação e exportação de resíduos poliméricos foi utilizado o filtro “produto” e nas opções disponíveis, o termo “Desperdícios, resíduos e aparas de plásticos” por ser a opção disponível que se enquadra ao levantamento deste relatório, Figura 3.

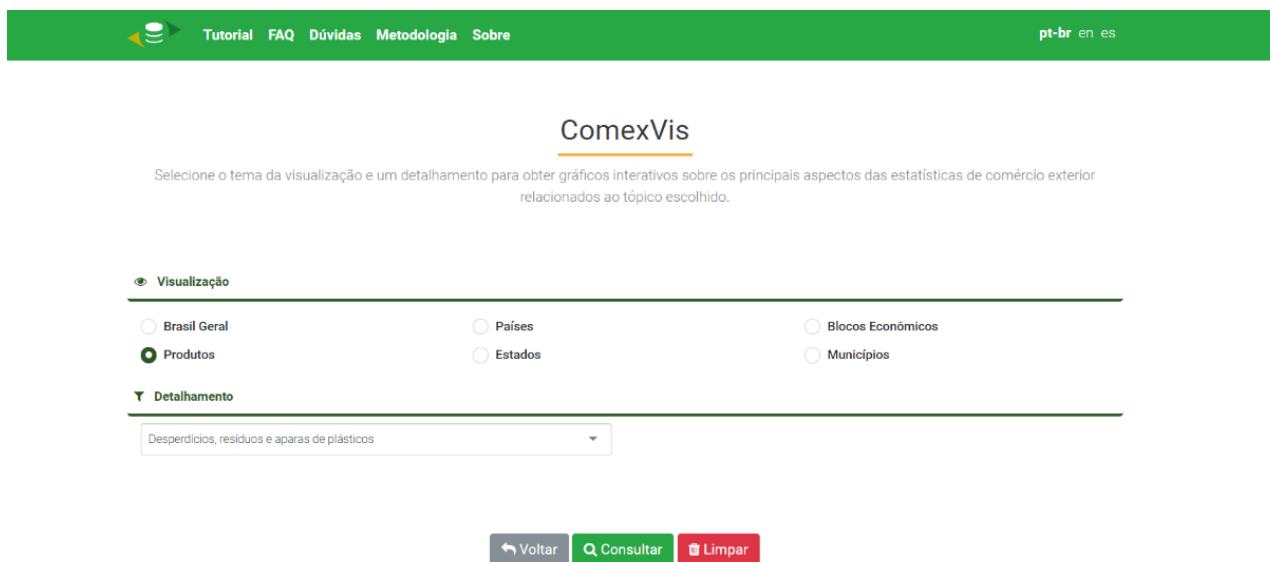


Figura 3: Interface de pesquisa na plataforma ComexVis. Fonte: ComexVis, 2023.

A plataforma ComexVis permite o acesso a dados de importações e de exportações do produto selecionado, como:

- **Série Histórica:** que permite ao usuário consultar nos anos de 2011 até 2022, nas periodicidades mensal, anual e acumulado, por tipo de valor em dólar (US\$ FOB), peso ou preço e apresenta como resultado gráficos em linhas ou barras;
- **Destinos do produto:** é possível identificar por meio de um mapa, para qual lugar do mundo os produtos estão sendo exportados ou de quais lugares estão sendo importados, esta opção de consulta permite acesso de dados de até dois anos retroativos;
- **Exportação/Importação por Unidade Federativa (UF):** permite analisar para quais estados brasileiros estão sendo enviadas mercadorias (exportação), ou onde estão sendo destinadas (importação).

Resultados e Discussão

Os dados de importação de resíduos para o Brasil, apontam que no ano de 2022 foram importadas 5.489,38 toneladas de resíduos e aparas de plásticos, que representou 3,13 milhões de dólares, e que teve 0,001% de participação nas importações totais do ano de 2022, ocupando a posição 259º no Ranking das importações totais do país. Já os dados de importação para o ano de 2021, apontam que foram importados o total de 8.618,1 toneladas dentro da categoria “Desperdícios, resíduos e aparas de plásticos”, que representou neste ano 4,45 milhões de dólares, e que teve 0,002% de participação nas importações totais do ano em questão, ocupando a posição 257º no ranking das importações totais ao país.

As importações realizadas pelo Brasil dentro da Série Histórica disponibilizada na plataforma ComexVis, são apresentados dados desde o ano de 2011 até o ano 2021, a Figura 4, apresenta dentro da periodicidade anual o valor em peso (toneladas) destes anos.

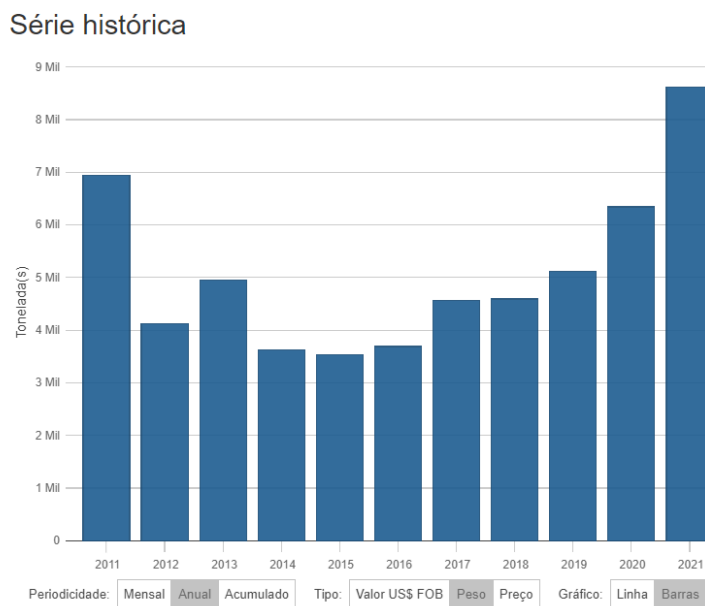


Figura 4: Série Histórica de Importações de Desperdícios, resíduos e aparas de plásticos nos anos de 2011 a 2021. Fonte: ComexVis, 2023.

O total em peso (mil ton) de importações por ano, pode ser conferido na Tabela 1.

Ano de Referência	Total Importado (mil toneladas)
2011	6,94
2012	4,12
2013	4,94
2014	3,63
2015	3,53
2016	3,69
2017	4,56
2018	4,59
2019	5,12
2020	6,34
2021	8,62

Tabela 1: Total de importação de Desperdícios, resíduos e aparas de plásticos ao Brasil nos anos de 2011 a 2021. Fonte: ComexVis, 2023.

As principais origens dos produtos, para o ano de 2022, demonstram que foram realizadas importações de resíduos plásticos originários dos Estados Unidos com 23% de participação, Chile com 14% de participação, Portugal com 11%, México com 10% de participação, Barbados com 9,4%, El Salvador com 9,3%. O percentual total de importações por países e seus respectivos continentes, podem ser conferidos na Figura 5.

Importações - 2022			
Continente	País	Percentual Importado	% por continente
América do Norte	Estados Unidos	23%	33%
	México	10%	
América do Sul	Chile	14%	28%
	Bolívia	2,80%	
	Paraguai	2,60%	
	Uruguai	7,80%	
	Argentina	0,69%	
América Central e Caribe	Barbados	9,40%	25%
	Haiti	4,10%	
	El Salvador	9,30%	
	República Dominicana	1,20%	
	Suriname	0,38%	
	Trinidad e Tobago	0,32%	
	Jamaica	0,10%	
Europa	Portugal	11%	13%
	Espanha	1,50%	
	Alemanha	0,089%	
	França	0,029%	
	Itália	0,00054%	
	Reino Unido	0,010%	
Ásia (Oriente Médio)	China	0,62%	0,69%
	Taiwan (Formosa)	0,065%	
Oceania	Austrália	0,55%	0,55%
Oriente Médio	Emirados Árabes Unidos	0,17%	0,17%

Figura 5: Percentual de importações por países no ano de 2022. Fonte: ComexVis, 2023.

As importações para o Brasil no ano de 2021, segundo os dados levantados, apresentam que Estados Unidos contribuiu com 16% do total importado ao país, México com 15% e Portugal com 15%, estes países foram os maiores contribuintes para as importações de resíduos plásticos no ano em questão, os demais países de onde o Brasil importa resíduos poliméricos (plásticos) e os respectivos percentuais de importações por continentes, podem ser conferidos no Figura 6.

Importações - 2021			
Continente	País	Percentual Importado	% por continente
América do Norte	Estados Unidos	16%	31%
	México	15%	
	Costa Rica	0,49%	
América Central e Caribe	Barbados	7,20%	23%
	Haiti	1,90%	
	El Salvador	5,80%	
	República Dominicana	6,30%	
	Suriname	0,74%	
	Trinidad e Tobago	0,35%	
	Jamaica	0,48%	
	Portugal	15%	
Espanha	6,90%		
Itália	0,37%		
América do Sul	Chile	0,34%	12%
	Bolívia	4,60%	
	Paraguai	1,70%	
	Uruguai	5,30%	
Africa	Tunísia	5%	5%
Ásia (Oriente Médio)	China	1,60%	4,28%
	Vietnã	2,30%	
	Turquia	0,38%	
Europa Ocidental	Bélgica	1,3%	2,2%
	Holanda	0,86%	

Figura 6: Percentual de importações por países no ano de 2021. Fonte: ComexVis, 2023.

As importações realizadas no ano de 2022 para o Brasil, tiveram como principal destino o estado do Rio Grande do Sul com participação nas importações de 37,5%, o segundo estado com destino das importações foi o estado do Amazonas com 22,1%, seguido de Santa Catarina com 12,8%, Minas Gerais com 8,92% e São Paulo com 7,94% como destino das importações.

As importações realizadas no ano de 2021, novamente tiveram como principal destino o Rio Grande do Sul com 32,3% da participação total, Amazonas com 20,3%, Santa Catarina com 15,5%, São Paulo com 14,2% e Minas Gerais com 8,2% do total das importações.

Os dados de exportação de resíduos no Brasil, apontam que no ano de 2022 foram exportadas 3.491,36 toneladas de resíduos e aparas de plásticos, que representou 1,9 milhões de dólares, e que teve 0,0006% de participação nas exportações totais do ano de 2022, ocupando a posição 266ª no Ranking das exportações totais do país. Já os dados de exportação para o ano de 2021, apontam que foram exportados o total de 2.295,61 toneladas dentro da categoria “Desperdícios, resíduos e aparas de plásticos”, que representou neste ano 1,27 milhões de dólares, e que teve 0,0005% de participação nas importações totais do ano em questão, ocupando a posição 269ª no ranking das exportações totais do país.

As exportações realizadas pelo Brasil dentro da Série Histórica na plataforma ComexVis, são apresentados dados desde o ano de 2011 até o ano 2021, a Figura 7 apresenta dentro da periodicidade anual o valor em massa em mil toneladas destes anos.

Série histórica

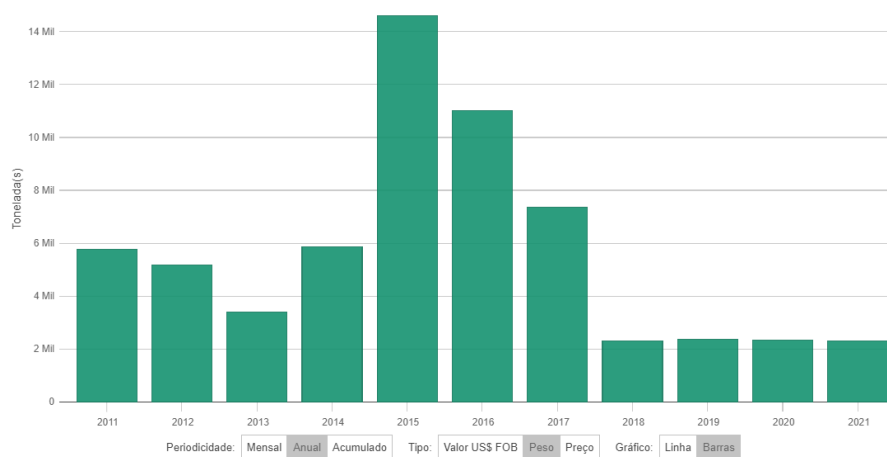


Figura 7: Série Histórica de Exportações de Desperdícios, resíduos e aparas de plásticos nos anos de 2011 a 2021. Fonte: ComexVis, 2023.

O total em massa (mil ton) de exportações por ano, pode ser conferido na Tabela 2.

Ano de Referência	Total Exnortado (mil toneladas)
2011	5,77
2012	5,18
2013	3,39
2014	5,87
2015	14,6
2016	11
2017	7,37
2018	2,30
2019	2,38
2020	2,35
2021	2,30

Tabela 2: Total de exportações de Desperdícios, resíduos e aparas de plásticos ao Brasil nos anos de 2011 a 2021. Fonte: ComexVis, 2023.

Os principais destinos dos resíduos plásticos para o ano de 2022, demonstram que foram realizadas exportações de resíduos plásticos para o Paraguai com 40% do total exportado, Malásia com 18% de participação, Itália com 15%, Estados Unidos com 9,5% de participação. O percentual total de exportações por países e o percentual representativo por continente, podem ser conferidos na Figura 8.

Exportações - 2022			
Continente	País	Percentual Exportado	% por continente
América do Sul	Paraguai	40%	43%
	Bolívia	1,40%	
	Peru	1,10%	
	Equador	0,09%	
	Chile	0,04%	
Europa	Itália	15%	22%
	Alemanha	3,70%	
	Reino Unido	1,70%	
	Espanha	0,77%	
	Tcheca, República	0,33%	
Ásia	Malásia	18%	19%
	Hong Kong	1,30%	
	China	0,03%	
	Índia	0,00016%	
	Japão	0,0002%	
América do Norte	Estados Unidos	9,50%	11,59%
	México	2,09%	
Oriente Médio	Israel	4,50%	4,55%
	Turquia	0,05%	
América Central e Caribe	República Dominicana	0,49%	0,63%
	Panamá	0,093%	
	Costa Rica	0,0009%	
	Guatemala	0,04%	
África	Angola	0,11%	0,11%
Oceania	Marshall, Ilhas	0,0035%	0,0035%

Figura 8: Percentual de exportações por países no ano de 2022. Fonte: ComexVis, 2023.

As exportações de resíduos do Brasil no ano de 2021, segundo os dados levantados que apresentam que Malásia com 33,8 %, Paraguai com 19,9% e Itália com 15,6 %, foram os destinos com maiores percentuais de exportações realizadas pelo Brasil de resíduos plásticos no ano em questão, os demais países de onde o Brasil exporta resíduos plásticos e os respectivos percentuais de exportações podem ser conferidos na Figura 9.

Exportações - 2021			
Continente	País	Percentual exportado	% por continente
Ásia	Malásia	33,80%	34%
Europa	Itália	15,60%	26%
	Alemanha	0,37%	
	Reino Unido	7,93%	
	Espanha	0,08%	
	Holanda	0,46%	
	Portugal	0,26%	
	França	1,15%	
	Irlanda	0,03%	
América do Sul	Paraguai	19,90%	22%
	Bolívia	0,58%	
	Peru	0,16%	
	Equador	0,01%	
	Suriname	0,18%	
	Chile	0,73%	
	Guiana	0,01%	
América do Norte	Estados Unidos	11,50%	11,50%
Oriente Médio	Israel	6,71%	6,71%
África	Angola	0,18%	0,33%
	Libéria	0,15%	
América Central e Caribe	República Dominicana	0,16%	0,28%
	Panamá	0,12%	

Figura 9: Percentual de exportações por países no ano de 2021. Fonte: ComexVis, 2023.

Os estados brasileiros exportadores de resíduos plásticos no ano de 2022, foram os estados, Paraná com participação nas exportações de 40%, o segundo estado exportador de resíduos foi o estado do Rio de Janeiro com 23,8%, seguido de São Paulo 21%, Espírito Santo com 8,043% e Bahia com 4,5% do total exportado de resíduos plásticos.

As exportações de desperdícios, resíduos e aparas de plásticos realizadas no ano de 2021, tiveram como principais estados destinadores São Paulo com 36% do total exportado, seguido do Rio de Janeiro com 26,9%, Paraná com 18,9%, Espírito Santo com 7,78% e Bahia com 6,72% do total exportado.

Considerações Finais

Os dados apresentados fornecem uma visão abrangente do panorama das importações e exportações de resíduos poliméricos no Brasil ao longo dos anos. Embora as importações de resíduos poliméricos tenham apresentado uma queda em 2022 em comparação com 2021, ainda é crucial acompanhar de perto esses números para garantir que as importações sejam feitas de forma responsável e sustentável. A presença de países como Estados Unidos, México e Portugal como principais exportadores de resíduos plásticos destaca a necessidade de cooperação internacional para enfrentar os desafios relacionados a esses materiais que podem apresentar riscos por muitas vezes se tratar de resíduos de difícil reciclabilidade.

Por outro lado, as exportações de resíduos poliméricos mostram uma tendência constante ao longo dos anos. É essencial garantir que essas exportações estejam em conformidade com as regulamentações ambientais e que os materiais sejam adequadamente tratados nos países de destino. Porém, não há informação disponível sobre a origem, tipologia, e destino em termos de aplicação deste material exportado ou importado, o que pode, mesmo não sendo uma quantidade significativa de materiais, mas que podem estar gerando impactos ambientais senão gerenciados de acordo com as leis vigentes.

A medida que a consciência ambiental e a demanda por práticas sustentáveis aumentam globalmente, é fundamental que o Brasil continue aprimorando sua gestão de resíduos plásticos. Iniciativas como a economia circular, a promoção da reciclagem e a redução do uso de polímeros descartáveis devem ser incentivadas e ampliadas. Além disso, é importante investir em infraestrutura e tecnologias adequadas para primeiramente a não geração de resíduos como a aplicação de tecnologias limpas e os resíduos gerados necessitam serem possíveis de serem reciclados, visando minimizar seu impacto negativo no meio ambiente.

A Convenção de Basiléia, mencionada anteriormente, desempenha um papel fundamental na regulamentação do movimento transfronteiriço de resíduos, incluindo resíduos plásticos. É essencial que o Brasil continue a aderir aos princípios e diretrizes estabelecidos pela convenção, a fim de garantir uma gestão adequada e responsável dos resíduos poliméricos no contexto da importação e exportação.

Em suma, o Brasil enfrenta desafios e oportunidades significativas no âmbito da gestão de resíduos poliméricos. O desenvolvimento de políticas e práticas sustentáveis, a cooperação internacional e a conscientização da sociedade são elementos-chave para enfrentar esses desafios e promover uma economia mais circular e sustentável no país. Somente por meio de esforços conjuntos, poderemos alcançar um futuro em que os resíduos poliméricos sejam tratados de forma adequada, minimizando seu impacto ambiental e contribuindo para um planeta mais sustentável.

Agradecimentos

Os/as autores/as agradecem a Instituto Gaia, Instituto de Estudos, Formação e Assessoria em Políticas Sociais (PÓLIS), Aliança Resíduo Zero Brasil (ARZB) pelo apoio financeiro e logístico, e ao CNPq pela bolsa de pesquisa de um dos autores.

Referências Bibliográficas

Associação Brasileira da Indústria do Plástico (ABIPLAST). 2022. Perfil 2021: As indústrias de transformação e reciclagem de plástico no Brasil.

Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE). 2022. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil. P. 12-37.

BRASIL. Decreto nº 4.581, de 27 de janeiro de 2003. 2003. Promulga a Emenda ao Anexo I e Adoção dos Anexos VIII e IX à Convenção de Basiléia sobre o Controle do Movimento Transfronteiriço de Resíduos Perigosos e seu Depósito. Brasília, DF: Presidência da República, 2003. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2003/D4581.htm>. Acesso em: 24 jan. 2023.

BRASIL. Decreto nº 875, de 19 de julho de 1993. 1993. Promulga o texto da Convenção sobre o Controle de Movimentos Transfronteiriços de Resíduos Perigosos e seu Depósito. Brasília, DF: Presidência da República, 1993. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/d0875.htm>. Acesso em: 24 jan. 2023.

CONVENÇÃO de Basileia. In: Centro Regional, CETESB. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/centroregional/convencao-de-basileia/>>. Acesso em: 24 jan. 2023.

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais (IBAMA). 2023. Convenção de Basileia. Disponível em: <https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/emissoes-e-residuos/residuos/convencao-de-basileia>. Acesso em: 24 jan. 2023.

Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior (MDIC). 2023. Exportação e importação.

Plano de Incentivo à Cadeia do Plástico (PICPLAST). 2022. Cálculo dos índices de reciclagem mecânica de plásticos pós-consumo no Brasil.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). Convenção de Basileia. Disponível em: <https://antigo.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/residuos-perigosos/convencao-de-basileia.html>. Acesso em: 21 fev. 2023.

Relatórios Nacionais da Convenção da Basileia. In: Basel Convention. Disponível em: <http://www.basel.int/Countries/NationalReporting/NationalReports/BC2001Reports/tabid/5303/Default.aspx>. Acesso em 09 fev. 2023.

RESÍDUOS. In: Ministério do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis. [S.l.], 29 nov. 2022. Disponível em: <https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/emissoes-e-residuos/residuos/residuos-pg>. Acesso em: 24 jan. 2023.

Sistema Integrado de Comércio Exterior (Sixcomex). 2022. Disponível em: <https://www.gov.br/siscomex/pt-br>.

ANÁLISE DA APLICAÇÃO DA POLÍTICA NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS NO MUNICÍPIO DE ROLANTE/RS

¹Pamela Tainá Schleger, ²Sabrina Antunes Vieira, ³Juliana Ferreira Soares

¹Universidade do Estado de Santa Catarina, e-mail: pamela.schleger@edu.udesc.br; ²Universidade do Estado de Santa Catarina, e-mail: sabrina.vieira@udesc.br; ³Universidade do Estado de Santa Catarina, e-mail: juliana.soares@udesc.br

Palavras-chave: Saneamento Básico; Legislação Ambiental; Gestão Integrada.

Resumo

A crescente necessidade de consumo da sociedade tem impactado significativamente na quantidade de resíduos sólidos produzidos anualmente. O descarte inadequado destes resíduos pode resultar em problemas de saúde pública e em significativos impactos ambientais, além de contribuir para o aumento do passivo ambiental dos aterros sanitários, resultando na diminuição da sua vida útil. Visando orientar o gerenciamento destes resíduos, a Política Nacional de Resíduos Sólidos foi promulgada em agosto de 2010, apresentando entre seus objetivos a gestão integrada dos resíduos sólidos, definida como o conjunto de ações voltadas à busca de soluções para estes. Neste sentido, os Planos de Gerenciamento de Resíduos Sólidos, instituídos pela PNRS, propõem ações de gerenciamento específicas para cada tipo de resíduo, visando a redução do descarte destes e orientando a disposição final ambientalmente adequada. Diante disto, este trabalho teve por objetivo verificar a aplicação da PNRS no município de Rolante/RS por meio da análise dos principais documentos relacionados ao assunto, sendo eles o Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS) e o Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB). Por meio da análise realizada, é possível verificar a implantação de ações que resultaram na redução da quantidade de resíduos sólidos domiciliares encaminhada à disposição final em aterro sanitário. Ainda, que foi implantado um sistema de logística reversa para os resíduos específicos previstos pela PNRS. Em relação aos resíduos de serviços de saúde, de construção civil e industriais, foi possível apurar que há falhas na gestão destes por parte do município, pois não se tem informações das quantidades geradas de cada tipo de resíduo.

Introdução

A geração de resíduos sólidos no Brasil cresce anualmente, conforme os dados apresentados nos panoramas anuais pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE). Na análise de comparação da geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) no país, entre os anos de 2010 e 2020, verificou-se um crescimento de cerca de 19% na geração anual (ABRELPE, 2020). É válido ressaltar que em 2020 teve início a pandemia ocasionada pelo vírus SARS-CoV-2 e, devido às restrições de circulação impostas à população, que fizeram as pessoas permanecerem por tempo integral em suas residências, a produção de RSU cresceu cerca de 4,5% em relação ao ano anterior (ABRELPE, 2020; ABRELPE, 2021).

O saneamento básico possui quatro componentes, sendo um deles a limpeza urbana e o manejo dos resíduos sólidos (ANA, 2023). Entre os principais objetivos deste componente está a proteção à saúde pública, por meio da redução da ocorrência de doenças ocasionada por vírus, bactérias e substâncias tóxicas presentes nos resíduos sólidos e da contaminação dos recursos naturais. A gestão dos resíduos sólidos é prevista pela Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), delegando aos municípios a gestão dos resíduos sólidos gerados em seus respectivos territórios (BRASIL, 2010).

Neste sentido, os planos intermunicipais de resíduos sólidos e os planos municipais de gestão integrada de resíduos sólidos tem por finalidade apresentar as etapas de manejo e orientar a execução destas. Estes planos são condição para os municípios terem acesso a recursos da União, ou por ela controlados, ou para serem beneficiados por incentivos ou financiamentos de entidades federais de crédito ou fomento para tal finalidade, conforme exposto no Art. 18º da PNRS (BRASIL, 2010).

Assim, este trabalho teve por objetivo analisar a aplicação da PNRS no município de Rolante/RS, visando contribuir com a revisão do Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS) de Rolante, o qual, conforme o Inciso XIX do Art. 19 da PNRS (BRASIL, 2010), deve ser revisado no prazo máximo de 10 anos. O PMGIRS de Rolante, em vigência desde o ano de sua elaboração, deveria ter sido revisado no ano de 2022. Desta forma, o descumprimento do prazo para revisão do PMGIRS justifica a realização deste, que apresenta como problemas a desatualização das informações referentes aos resíduos sólidos do município de Rolante/RS e a falta de conhecimento em relação ao cumprimento (ou não) das obrigações impostas pela PNRS.

Metodologia

Este trabalho foi concebido a partir de revisões bibliográficas em documentos como a Lei Federal nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS (BRASIL, 2010); o Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de Rolante – PMGIRS (PRÓ-SINOS, 2012); o Plano Municipal de Saneamento Básico – PMSB (PRÓ-SINOS 2019) e; a Lei Municipal nº 4.267, de 18 de dezembro de 2018, que consolida o Plano Diretor Urbano e

Ambiental Municipal e estabelece as diretrizes e proposições de desenvolvimento no município de Rolante (ROLANTE, 2018). Todos os documentos são de acesso público e estão disponíveis de forma *online*.

Os dados apresentados nos resultados são oriundos dos documentos supracitados, dos panoramas anuais da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE) e do Sistema Nacional de Informação sobre a Gestão dos Resíduos Sólidos (SINIR). Estes também são de acesso público e estão disponíveis de forma *online*. Ainda, dados atualizados sobre os resíduos sólidos foram obtidos com a Prefeitura Municipal de Rolante (PMR), em contato realizado via *e-mail*.

Resultados e Discussão

O PMGIRS de Rolante, elaborado em 2012, divulga informações sobre os resíduos sólidos no município à época de sua realização, quando o município possuía cerca de 19.500 habitantes. Na época, a geração média de resíduos sólidos domiciliares era de 10 toneladas/dia e a produção *per capita* de 0,51 kg/dia. A coleta indiscriminada de resíduos sólidos contemplava 100% dos domicílios da área urbana e cerca de 90% dos domicílios da área rural (PRÓ-SINOS, 2012).

A massa de resíduos sólidos coletada entre 2014 e 2020 manteve-se na faixa das 3.300-4.000 toneladas/ano, exceto em 2019, quando este valor reduziu consideravelmente, para cerca de 2.900 toneladas. A produção de resíduos sólidos *per capita* variou entre 0,55 e 0,67 kg/dia, apresentando valor de 0,47 kg/dia no ano em que a massa de resíduos sólidos coletada foi menor (SINIR, 2021).

Em 2023, com população estimada em mais de 21.500 habitantes, conforme informações cedidas pelo Departamento de Meio Ambiente da PMR, a geração média de resíduos sólidos domiciliares é de cerca de 8,3 toneladas/dia e a produção *per capita* de 0,39 kg/dia (valor estimado visto que a Prefeitura Municipal não tem acesso às informações de pesagem dos resíduos sólidos coletados). A coleta seletiva contempla 100% dos domicílios da área urbana e a coleta indiscriminada contempla 95% dos domicílios da área rural (Departamento de Meio Ambiente – PMR, 2023).

Atualmente, a logística dos RSU consiste em coleta, transporte à triagem, triagem, transbordo e disposição final em aterro sanitário, sendo estas etapas realizadas por empresa terceirizada. À época da realização do PMGIRS, a disposição final era realizada em aterro controlado situado no município, de responsabilidade da Prefeitura Municipal (PRÓ-SINOS, 2012; Departamento de Meio Ambiente – PMR, 2023).

Realizando a comparação dos dados de geração média de RSU por unidade de tempo e produção *per capita* dos anos de 2012 e 2023 observa-se a redução dos valores. Apesar da população do município e a cobertura da coleta dos resíduos sólidos ter aumentado, o que pela lógica provocaria o aumento destes valores, a adoção de práticas como a compostagem de resíduos orgânicos nos domicílios e a coleta de materiais recicláveis realizada por catadores do município podem ter exercido forte influência neste resultado.

Verifica-se ainda a transição do tipo de coleta realizado na área urbana, passando de indiscriminada para seletiva em 2016 (SINIR, 2021). Esta mudança pode ter influência sobre a quantidade de resíduos sólidos aproveitados após passarem pela triagem, que foi de 6% em 2012 (PRÓ-SINOS, 2012) para 10% (estimado) em 2023 (Departamento de Meio Ambiente – PMR, 2023). À época da realização do PMGIRS, o município possuía coleta indiscriminada dos resíduos sólidos e um pequeno número de catadores de materiais recicláveis, o que possibilita inferir que uma parcela significativa dos materiais recicláveis era disposta como rejeito por estar comprometida por sujidades e/ou umidade ou por não passar pelo processo de triagem e reciclagem.

A massa de material tratado pelo processo de reciclagem foi positivamente influenciada pela implantação da coleta seletiva, sendo de 300-350 toneladas até o ano de 2016 e, nos anos de 2017, 2018 e 2019, de aproximadamente 550, 900 e 430 toneladas, respectivamente (SINIR, 2021). A taxa de aproveitamento do material proveniente da coleta seletiva ascendeu entre 2016 e 2018, chegando a 93,75%, mas declinou em 2019 (SINIR, 2021). O Índice de Recuperação de Resíduos (IRR), razão entre a reciclagem e a geração de RSU, apresentou o comportamento ilustrado na Figura 1.

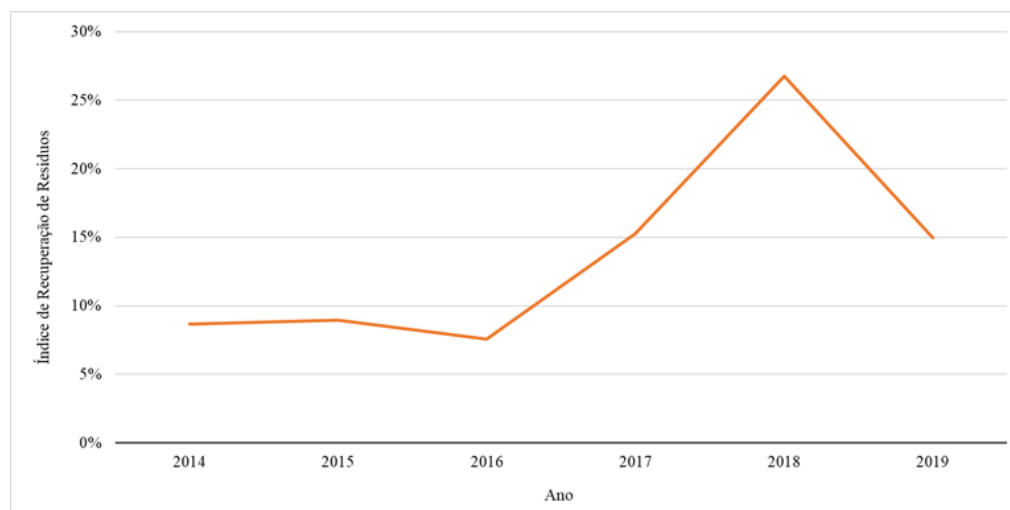


Figura 1: Comportamento do IRR.

Fonte: As autoras, 2023.

À época da realização do PMGIRS, no ano de 2010, o município demonstrava interesse em criar uma cooperativa ou associação de catadores de materiais recicláveis, citando a existência de local e infraestrutura para a instalação desta. A meta era que até o final de 2011 fosse realizada a implantação da usina de triagem com a formação de uma associação ou cooperativa (PRÓ-SINOS, 2012). A associação foi formada e ficou responsável pela triagem dos RSU que chegavam ao aterro controlado até 2014/2015. De 2014/2015 até 2017 uma cooperativa foi responsável por esta atividade, porém não há informações se a associação foi substituída ou se transformou nesta cooperativa (Departamento de Meio Ambiente - PMR, 2023). A partir de 2017, a empresa terceirizada responsável pelos RSU do município assumiu a triagem destes (Departamento de Meio Ambiente – PMR, 2023).

O Departamento de Meio Ambiente da PMR explica que estas trocas ocorreram mediante licitação e que, além de ser permitida a participação de associações e cooperativas, estas recebem um tratamento diferenciado. No entanto, o fato de não serem tão bem organizadas e estruturadas faz com que percam espaço para empresas maiores (Departamento de Meio Ambiente – PMR, 2023). O órgão ainda comenta que para a PMR ficar responsável pela operação da usina de triagem é necessário realizar um intenso trabalho social, além de arcar com os custos de licenciamento e operacionais, o que dificulta a realização desta iniciativa (Departamento de Meio Ambiente – PMR, 2023).

É válido comentar que o Art. 8º da PNRS apresenta, entre seus instrumentos, o incentivo à criação e ao desenvolvimento de cooperativas ou de outras formas de associação de catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis. Ainda, o Art. 42 explica que o poder público pode instituir medidas indutoras e linhas de financiamento para atender às iniciativas de implantação de infraestrutura física e aquisição de equipamentos para cooperativas ou outras formas de associação de catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis formadas por pessoas físicas de baixa renda (BRASIL, 2010).

O PMGIRS prevê, entre seus programas, ações voltadas à participação de cooperativas ou outras formas de associação de catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis na gestão dos resíduos sólidos do município, estabelecendo como metas o apoio da prefeitura às cooperativas de agentes ambientais ou associações de catadores e, caso não haja, o cadastramento de catadores e a formação de entidade congregadora no âmbito do município (PRÓ-SINOS, 2012). Por isto, estando a prefeitura indisposta a assumir a responsabilidade pela operação da usina de triagem, a mesma poderia incentivar a criação de uma associação ou cooperativa de catadores de materiais recicláveis formada por munícipes, auxiliando a implementação desta através da cedência do espaço físico onde está a usina de triagem e de financiamento para aquisição de equipamentos.

À época do PMGIRS, a logística reversa não era efetivamente cumprida, havia apenas pontos de coleta de óleo vegetal usado nas escolas e os agricultores eram orientados a devolver as embalagens de defensivos agrícolas no Sindicato dos Trabalhadores Rurais (PRÓ-SINOS, 2012). Em 2023, a destinação de pilhas e baterias, óleo vegetal usado e resíduos eletrônicos pode ser realizada no Departamento de Meio Ambiente da PMR, a destinação de pneus velhos pode ser realizada na Secretaria Municipal de Saúde da PMR, a destinação de embalagens de defensivos agrícolas pode ser realizada no Sindicato dos Trabalhadores Rurais e as lâmpadas fluorescentes podem ser destinadas a um comércio do município (Departamento de Meio Ambiente – PMR, 2023). A logística de destinação final e o tratamento dado para cada produto não foi informada.

É possível observar que o Art. 33 da PNRS, que estabelece a obrigatoriedade da logística reversa para determinados produtos e resíduos, vêm sendo cumprido pelo município através de instituições da prefeitura e parcerias firmadas com empresas privadas (BRASIL, 2010). Na busca por informações sobre a logística reversa no município verificou-se a escassez de informações públicas sobre o assunto. Visando tornar estas informações acessíveis à população é necessário que seja realizada a divulgação destas, possibilitando que os munícipes colaborem com o cumprimento da PNRS por meio da destinação correta destes resíduos em específico.

Em 2012, não existiam ecopontos ou pontos de entrega voluntária de materiais recicláveis no município (PRÓ-SINOS, 2012). Conforme informações do Departamento de Meio Ambiente da PMR, atualmente a usina de triagem de resíduos sólidos recebe estes materiais, porém esta informação não é de conhecimento público (Departamento de Meio Ambiente – PMR, 2023). O PMSB apresenta como ações de qualificação da gestão dos resíduos sólidos e de redução dos resíduos recicláveis secos dispostos em aterro, a implantação de ecopontos e de PEVs para recicláveis em áreas urbanas, delegando a responsabilidade à Prefeitura Municipal de Rolante e estabelecendo prazos que têm início no ano de 2023 ou quando a produção anual de resíduos alcançar 554 toneladas, respectivamente (PRÓ-SINOS, 2019). O Departamento de Meio Ambiente não informou como está o andamento destas ações, apenas comentou que a implantação de um ecoponto para coleta de vidros já foi cogitada, mas não se tornou realidade (Departamento de Meio Ambiente – PMR, 2023).

Os ecopontos são implantados com o objetivo de viabilizar o descarte adequado do material reciclável, garantindo a qualidade e facilitando a coleta. A implantação de ecopontos no município poderia resultar na redução do volume de resíduos encaminhado à usina de triagem, visto que a população teria à sua disposição mais um meio de realizar o descarte adequado dos materiais recicláveis. Ainda, ecopontos com espaço para descarte de pilhas, baterias e produtos eletrônicos descentralizariam o recolhimento destes materiais, que nas configurações atuais requerem o deslocamento dos munícipes até a área central do município para fazê-lo, podendo resultar no aumento da coleta e destinação adequada destes.

A educação ambiental, instrumento da PNRS conforme o Inciso VIII do Art. 8º, pode ser desenvolvida por meio de programas e ações que promovam a não-geração, a redução, a reutilização e a reciclagem dos resíduos sólidos, conforme Inciso X do Art. 19 da PNRS (BRASIL, 2010). O item 1.19 do PMGIRS cita a educação ambiental como estratégia à

otimização da coleta seletiva, porém, o documento não apresenta ações de educação ambiental com o objetivo de incentivar os municípios a participarem da gestão dos resíduos sólidos, citando apenas a necessidade de promoção de formação contínua dos educadores ambientais do município, com propósito de contribuir à atuação destes no gerenciamento dos resíduos sólidos (PRÓ-SINOS, 2012).

A implantação de ações de conscientização da população quanto a separação adequada dos resíduos sólidos gerados em seus domicílios, a reciclagem de materiais, o aproveitamento dos resíduos orgânicos por meio da compostagem e a destinação adequada de produtos e resíduos previstos no sistema de logística reversa deve ser realizada. A Prefeitura Municipal de Rolante, por meio do Departamento de Meio Ambiente, realiza anualmente a Semana Municipal de Meio Ambiente, oportunidade em que promove atividades de educação ambiental para os municípios.

Através de palestras, programas (como o “PROGRAMA OFF PILHAS: sua pilha acaba, o planeta continua!” lançado em 2019 com o objetivo de implementar pontos de coleta de pilhas e baterias), eventos (como o “SuperAÇÃO - 1ª Campanha de Recolhimento de Lixo Eletrônico” realizado em 2015 com o objetivo de recolher lixo eletrônico e destiná-lo de forma adequada), e atividades (como coleta de resíduos sólidos às margens de corpos hídricos do município e visita à usina de triagem de RSU), a Semana Municipal de Meio Ambiente é um importante evento de educação ambiental (Prefeitura Municipal de Rolante, 2015; Prefeitura Municipal de Rolante, 2019; REPERCUSSÃO PARANHANA, 2023).

Entre 2016 e 2020, o município foi beneficiado pelos resultados dos programas implantados pela Câmara Técnica de Meio Ambiente do Programa de Desenvolvimento Econômico Local (Programa DEL). Entre os programas estavam a implantação de pontos de entrega voluntária de materiais recicláveis, de redução do uso de plástico e de capacitação para a gestão de resíduos sólidos (ACISA, 2016). O funcionamento destes programas, informações sobre quais programas foram implantados e os resultados destes não estão disponíveis, mas, possivelmente, tiveram influência na redução da produção de resíduos sólidos durante e após seu período de vigência.

Ainda, entre os projetos desenvolvidos pelo Programa DEL, em parceria com a Secretaria Municipal de Educação e Esportes da PMR, destaca-se o projeto que implementou ações de educação ambiental com destaque aos resíduos sólidos nas escolas do município através da criação de cooperativas escolares. Entre os objetivos deste projeto cita-se aumentar a conscientização ambiental entre as populações e ampliar as ações de educação ambiental nas escolas de Rolante. Destaca-se, também, o "Projeto Recicle", que viabilizou a aquisição de lixeiras compartimentadas, confeccionadas em plástico reciclável, que foram disponibilizadas às escolas da rede municipal de ensino, objetivando tornar viável atividades de separação de resíduos (Secretaria Municipal de Educação e Esportes – PMR, 2019; PMR, 2020).

O Departamento de Meio Ambiente também realiza palestras para alunos das escolas municipais que solicitam este serviço, abordando os seguintes assuntos: geração e separação dos resíduos; destinação correta dos resíduos nos domicílios; funcionamento da coleta seletiva nas zonas urbana e rural; melhorias implementadas na coleta seletiva; funcionamento da coleta, triagem, venda e reciclagem dos resíduos triados; destino final dos rejeitos e orgânicos e limpeza dos resíduos no município (Prefeitura Municipal de Rolante, 2021). Por fim, é de conhecimento das autoras que atividades de educação ambiental com foco nos RSU são desenvolvidas pelas escolas do município, porém, como estas não foram reportadas em documentos, não puderam ser apresentadas neste trabalho.

Em relação aos resíduos dos serviços de saúde (RSS), à época da elaboração do PMGIRS, a quantidade de unidades que geravam este tipo de resíduo era relativamente pequena, sendo de 1 hospital, 19 postos de saúde, 5 clínicas odontológicas particulares, 6 consultórios médicos particulares, 3 farmácias e 2 laboratórios de análises clínicas, o que possibilitava que o município administrasse a demanda das unidades de saúde pública e realizasse a fiscalização das unidades de saúde particulares (PRÓ-SINOS, 2012). Nos espaços municipais de saúde a geração diária destes resíduos era de, aproximadamente, 230 kg (PRÓ-SINOS, 2012). A geração de resíduos de saúde dos serviços particulares não foi divulgada pelo PMGIRS.

A informação mais recente sobre os RSS foi apresentada no Relatório Municipal de Gestão de Resíduos Sólidos do Sistema Nacional de Informações sobre a Gestão dos Resíduos Sólidos (SINIR) de 2019, em que a massa de RSS foi de 99.000 kg, o que possibilita pressupor geração de, aproximadamente, 271,2 kgRSS/dia (SINIR, 2021). Este dado não especifica a origem dos RSS, se de unidades de saúde públicas e/ou particulares.

Conforme o cenário de geração de RSS projetado pelo PMGIRS, a produção diária no ano de 2019 foi estimada em 249,9 kg, o que possibilita verificar que a mesma tem crescido consideravelmente, ultrapassando as estimativas (PRÓ-SINOS, 2012). Como somente a geração de RSS dos serviços públicos de saúde foi considerada na elaboração do PMGIRS, pressupõe-se que esta estimativa é apenas para esta origem.

A gestão dos RSS provenientes dos serviços públicos de saúde é de responsabilidade da Secretaria de Saúde da PMR. Enquanto os RSS gerados pelos serviços particulares de saúde devem ser gerenciados pela unidade geradora, sob fiscalização do Departamento de Meio Ambiente da PMR (PRÓ-SINOS, 2012; Prefeitura Municipal de Rolante, 2023). O descarte destes resíduos é realizado por empresas privadas, contratadas pela Prefeitura Municipal de Rolante e pelas unidades de saúde particulares, que são responsáveis pela coleta, tratamento (autoclavagem/incineração) e disposição final ambientalmente adequada destes resíduos (PRÓ-SINOS, 2012).

Como visto, o município não possui controle sobre os RSS gerados nas unidades de saúde particulares, apenas realiza a fiscalização da gestão destes resíduos através da documentação apresentada pelas unidades geradoras. Para minimizar os efeitos desta situação, o PMGIRS apresenta como estratégias para a gestão dos RSS gerados no município: auxiliar os estabelecimentos que geram este tipo de resíduo a realizarem o Plano de Gerenciamento dos Resíduos de

Serviços de Saúde (PGRSS), possibilitando obter informações sobre a produção de RSS e as etapas de manejo destes e fiscalizar a execução das diretrizes e metas destes PGRSS (PRÓ-SINOS, 2012). O PMGIRS apresenta como instrumento auxiliar na gestão dos RSS o programa de controle e esterilização de RSS, o qual não foi concretizado até o presente momento (PRÓ-SINOS, 2012).

Em relação aos resíduos de construção civil (RCC), à época da elaboração do PMGIRS, o município não apresentou dados sobre estes resíduos sob a declaração de não possuir estrutura que permitisse a fiscalização da geração dos RCC no município (PRÓ-SINOS, 2012). A obtenção destes dados é dificultada pela não-obrigatoriedade de prestação de informações por construtoras, empreiteiras e construtores autônomos, que podem fazer a destinação destes resíduos para aterros licenciados ou centrais de reciclagem (PRÓ-SINOS, 2012). Na busca por informações sobre os RCC no SINIR verifica-se a falta destes dados, possibilitando inferir que a situação ainda não mudou.

Integrante do Consórcio Pró-Sinos, o município é, atualmente, contemplado pela Usina de Reciclagem de Resíduos da Construção Civil do Pró-Sinos. A iniciativa consiste em um britador móvel, compartilhado entre os municípios integrantes do consórcio, que realiza a britagem dos resíduos da construção civil transformando-os em “bica corrida”, que pode ser utilizada no leito de estradas não-pavimentadas (Revista News, 2021). Diante disto, uma iniciativa interessante na gestão dos RCC seria destinar uma área de propriedade do município para a deposição destes resíduos por parte dos municípios e das empresas de construção civil e, após atingida uma quantidade razoável destes resíduos, britá-los para que o material seja disponibilizado para os municípios e/ou utilizado na manutenção das vias não-pavimentadas do município. Cabe ressaltar que, se implantada, o terreno destinado à esta finalidade deverá passar pelo processo de licenciamento ambiental junto ao órgão ambiental estadual, neste caso a FEPAM, conforme estabelece a Resolução CONSEMA 372/2018; ainda, visando a adequada operação deste faz-se necessária a presença de um responsável pela administração e pelo gerenciamento da iniciativa (CONSEMA, 2018). Apesar disto, esta iniciativa possibilitaria conhecer a quantidade de RCC gerada no município e a reciclagem e aproveitamento destes como um novo produto.

O programa de gestão e reciclagem de RCC apresentado no PMGIRS já considerava a instalação da usina de reciclagem de resíduos da construção civil, propondo consultoria às prefeituras interessadas na implantação de procedimentos que viabilizem o mínimo de segregação prévia dos RCC para o funcionamento da usina. O programa ainda propõe à prefeitura um papel de intermediador entre os geradores de RCC e a disposição final, criando depósitos temporários para os resíduos do tipo A e cobrando dos geradores os custos pelo transporte destes até a usina ou criando depósitos temporários para os resíduos do tipo C e D e cobrando pela estadia destes no depósito até que sejam encaminhados à aterros industriais licenciados (PRÓ-SINOS, 2012). Para a implantação desta proposta é necessário que o terreno destinado para esta finalidade seja licenciado pela FEPAM, visto que, conforme a Resolução CONSEMA 372/2018, as estações de transbordo também devem ser licenciadas (CONSEMA, 2018).

Por fim, em relação aos resíduos industriais (RI), à época da elaboração do PMGIRS, o município não possuía levantamento das indústrias, dos tipos e das quantidades de resíduos gerados em cada uma (PRÓ-SINOS, 2012). As indústrias eram e continuam responsáveis pela gestão dos resíduos resultantes das suas atividades (PRÓ-SINOS, 2012). O papel da Prefeitura em relação aos RI era de fiscalização da destinação destes, porém o PMGIRS não cita qual órgão municipal era responsável pela fiscalização, a forma como era feita e a frequência de realização (PRÓ-SINOS, 2012).

O PMGIRS expõe a inexistência de dados disponibilizados pelas indústrias para o município e a deficiência de controle por parte do município sobre os resíduos industriais, ressaltando a necessidade do município em adotar uma fiscalização mais efetiva, exigindo documentos que apresentem informações sobre os RI para a obtenção das licenças ambientais (PRÓ-SINOS, 2012).

No site da prefeitura (rolante.atende.net), na aba “Meio Ambiente” encontram-se disponíveis duas planilhas para controle dos RI: a planilha de devolução de resíduos, que deve ser utilizada quando o destino dos resíduos gerados pelo empreendimento ocorre para outro empreendimento com sede no município, e a planilha anual de resíduos, que deve ser utilizada para apresentar informações sobre os resíduos sólidos gerados pelo empreendimento, devendo ser entregue para obtenção da renovação da licença ambiental. Conforme informações do Departamento de Meio Ambiente, este controle via planilha foi implantado entre 2018 e 2020 com o objetivo de desburocratizar a comprovação de destinação dos RIs no caso dos empreendimentos que encaminham seus resíduos para outro empreendimento realizar a destinação final ambientalmente adequada (Departamento de Meio Ambiente – PMR, 2023). A Figura 2 apresenta a planilha anual de resíduos proposta pela Prefeitura Municipal de Rolante, sendo a entrega desta anual, a partir da data de emissão da licença ambiental pelo município.

informações úteis para a revisão do PMGIRS e para a aplicação dos indicadores de avaliação do PMSB, além de serem importantes para as revisões e atualizações das metas previstas nestes (PMSB, 2019).

Por fim, o Art. 25 da PNRS cita a responsabilidade do poder público, do setor empresarial e da coletividade sobre a efetividade de ações relativas a lei (BRASIL, 2010). Cabe ressaltar ainda, que a supracitada lei, no Inciso X do Art. 6º, estabelece entre seus princípios e objetivos, o direito da sociedade à informação e ao controle social, estando a participação desta nos processos de formulação, implementação e avaliação das políticas públicas relacionadas aos resíduos sólidos garantida (BRASIL, 2010). A partir destas informações e do conhecimento que um novo Plano Municipal de Gestão dos Resíduos Sólidos está por ser concebido, conforme previsto na PMSB, é importante que a sociedade participe de todo processo de gestão dos RS, especialmente na proposição de ações que contribuam cada vez mais ao cumprimento da PNRS.

Considerações finais

Através da realização deste trabalho, foi possível verificar uma grande carência de dados referentes aos resíduos sólidos do município de Rolante. As lacunas resultantes dos anos em que não se possui dados impacta na análise da aplicação da PNRS, limitando a análise da eficiência das ações implantadas com a finalidade de cumprir os objetivos das legislações pertinentes ao assunto.

É possível observar que ações importantes relacionadas à gestão dos resíduos sólidos, como a coleta seletiva e a logística reversa, já foram implantadas e vêm apresentando resultados importantes na redução do volume de resíduos sólidos encaminhados ao aterro sanitário e ao descarte ambientalmente adequado de resíduos específicos. Visando resultados satisfatórios é necessário que estas ações sejam divulgadas à população, contribuindo para a efetividade das mesmas.

Em relação aos resíduos sólidos ainda não geridos pelo município, como os de saúde das unidades de atendimento particular, de construção civil e industriais, são necessárias ações que permitam conhecê-los e quantificá-los, visando tornar viável a proposição de ações no sentido de gerenciá-los.

Por fim, nada disto faz sentido se não houver a participação da sociedade na gestão dos resíduos sólidos. Para isto, é necessário que programas de educação ambiental voltados à este assunto sejam realizados de forma permanente, ressaltando que o serviço de gestão dos resíduos sólidos faz parte do saneamento básico, contribuindo para a melhoria da saúde pública.

Referências Bibliográficas

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. PANORAMA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS NO BRASIL 2020. Disponível em: <https://abrelpe.org.br/panorama-2020/>, Acesso em: 06 jul. 2023.

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. PANORAMA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS NO BRASIL 2021. Disponível em: <https://abrelpe.org.br/panorama-2021/>, Acesso em: 06 jul. 2023.

ACISA - Associação do Comércio, Indústria, Serviços e Agropecuária de Rolante e Riozinho. 2016. PROGRAMA DEL: Câmara Técnica Meio Ambiente. Disponível em: <https://acisarolante.com.br/programa-del#ct5>. Acesso em: 25 mai. 2023

ANA – Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. O Saneamento no Brasil. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/saneamento/>. Acesso em: 30 jun. 2023.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional dos Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, DF: Presidência da República, 2010. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm. Acesso em: 30 jun. 2023.

CONSEMA – Conselho Estadual do Meio Ambiente. Resolução CONSEMA 372/2018. Dispõe sobre os empreendimentos e atividades utilizadores de recursos ambientais, efetiva ou potencialmente poluidores ou capazes, sob qualquer forma, de causar degradação ambiental, passíveis de licenciamento ambiental no Estado do Rio Grande do Sul, destacando os de impacto de âmbito local para o exercício da competência municipal no licenciamento ambiental. Porto Alegre, RS: Presidente do CONSEMA, 2018. Disponível em: <https://sema.rs.gov.br/upload/arquivos/202112/23105618-consema-372-2018-atividades-licenciavies-municipios.pdf>. Acesso em: 06 jul. 2023.

DEPARTAMENTO DE MEIO AMBIENTE – PMR. Resíduos Sólidos de Rolante. Destinatário: Pamela Tainá Schleger. [S. l.], 8 mai. 2023. 1 mensagem eletrônica.

DEPARTAMENTO DE MEIO AMBIENTE – PMR. Resíduos Sólidos de Rolante. Destinatário: Pamela Tainá Schleger. [S. l.], 4 jul. 2023. 1 mensagem eletrônica.

Prefeitura Municipal de Rolante – PMR. Desafios Atuais da Sustentabilidade e Conservação de Recursos Naturais são tema de abertura da Semana do Meio Ambiente de Rolante, 05 jul. 2019. Disponível em: <https://old.rolante.rs.gov.br/noticias/2385-desafios-atuais-da-sustentabilidade-e-conservacao-de-recursos-naturais-sao-tema-de-abertura-da-semana-do-meio-ambiente-de-rolante>. Acesso em: 24 mai. 2023.

Prefeitura Municipal de Rolante – PMR. Rolante realiza 16ª Semana do Meio Ambiente, 17 jun. 2015. Disponível em: <https://old.rolante.rs.gov.br/noticias/1218-rolante-realiza-16-semana-do-meio-ambiente>. Acesso em: 25 mai. 2023.

Prefeitura Municipal de Rolante – PMR. Secretaria de Meio Ambiente de Rolante realiza campanha de coleta de lixo eletrônico, 17 jun. 2015. Disponível em: <https://old.rolante.rs.gov.br/noticias/1219-secretaria-de-meio-ambiente-de-rolante-realiza-campanha-de-coleta-de-lixo-eletronico-2>. Acesso em: 25 mai. 2023.

Prefeitura Municipal de Rolante (PMR). Projeto Recicle 2020. Disponível em: <https://drive.google.com/drive/folders/1dlzAjhLJiedsZJTSDjuYKetNH5qmXe>. Acesso em: 25 mai. 2023

PRÓ-SINOS – Consórcio Público de Saneamento Básico da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos. PLANO MUNICIPAL DE GESTÃO INTEGRADA DE RESÍDUOS SÓLIDOS DE ROLANTE. Rolante/RS, 2012. Disponível em: http://www.prosinos.rs.gov.br/downloads/plano_gestao_residuos_solidos_rolante_02082012.pdf. Acesso em: 30 jun. 2023.

PRÓ-SINOS – Consórcio Público de Saneamento Básico da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos. PLANO MUNICIPAL DE SANEAMENTO BÁSICO: DRENAGEM E MANEJO DE ÁGUAS PLUVIAIS URBANAS E LIMPEZA URBANA E MANEJO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS - Revisão 1. Rolantes/RS, 2019. Disponível em: <https://app.rios.org.br/index.php/s/RfscakT4z8ESpfA?dir=undefined&path=%2Frolante-rs&openfile=4460159>. Acesso em: 30 jun. 2023.

REPERCUSSÃO PARANHANA. Semana do Meio Ambiente mobiliza comunidade de Rolante a debater temas e ações de sustentabilidade, 30 jun. 2023. Disponível em: <https://repercussaoparanhana.com/geral/semana-do-meio-ambiente-mobiliza-comunidade-de-rolante-a-debater-temas-e-acoes-de-sustentabilidade>. Acesso em: 07 jul. 2023.

REVISTA NEWS. Usina de Reciclagem de Resíduos da Construção Civil do Pró-Sinos realiza britagem de materiais de obras, 26 abr. 2021. Disponível em: <https://revistanews.com.br/2021/04/26/usina-de-reciclagem-de-residuos-da-construcao-civil-do-pro-sinos-realiza-britagem-de-materiais-de-obras/>. Acesso em: 29 jun. 2023.

ROLANTE/RS. Lei Municipal nº 4.267, de 18 de dezembro de 2018. Consolida o Plano Diretor Urbano e Ambiental Municipal e estabelece as diretrizes e proposições de desenvolvimento no município de Rolante, revogando a Lei Municipal nº 3.949/2016. Rolante, RS: Prefeito Municipal, 2018. Disponível em: <https://leismunicipais.com.br/a/rs/r/rolante/lei-ordinaria/2018/427/4267/lei-ordinaria-n-4267-2018-consolida-o-plano-diretor-urbano-e-ambiental-municipal-e-estabelece-as-diretrizes-e-proposicoes-de-desenvolvimento-no-municipio-de-rolante-revogando-a-lei-municipal-n-3949-2016>. Acesso em: 30 jun. 2023.

Secretaria Municipal de Educação e Esportes – PMR. Projeto Cooperativismo e Educação Ambiental: Intercâmbio Estudantil com alunos sócios membros das Cooperativas Escolares: CooperZimmer e UniSanta referente a 2018. Disponível em: <https://old.rolante.rs.gov.br/licitacoes/pregao/category/383-pregao-25-2019-pacote-de-viagem?download=1940;projeto-intercambio>. Acesso em: 25 mai. 2023.

SINIR – Sistema Nacional de Informações sobre a Gestão dos Resíduos Sólidos. Relatório Municipal de Gestão de Resíduos Sólidos Rolante | RS de 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020 e 2021. Disponível em: <https://www.sinir.gov.br/relatorios/municipal/>. Acesso em: 30 jun. 2023.

PLANOS DE CONTINGÊNCIA COMO INSTRUMENTO PARA O GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS DE DESASTRES NATURAIS NO ESPÍRITO SANTO

¹ Maria Rosa Rodrigues, ² Dejaneyne Paiva Zamprogno, ³ Jacqueline Rogéria Bringhenti
Instituto Federal do Espírito Santo, ¹ e-mail: mariarosarodrigues@gmail.com; ² e-mail: dejaneyne@ifes.edu.br;
³ e-mail: jacquelineb@ifes.edu.br

Palavras-chave: desastres naturais; gestão de resíduos; resíduos de desastres

Resumo

Desastres naturais são recorrentes no Brasil, afetando milhares de pessoas e causando grandes perdas materiais e humanas. A insuficiência de ações de planejamento urbano e o crescimento desordenado das cidades contribuem para maior vulnerabilidade destes ambientes a riscos socioambientais, como enchentes e alagamentos. Na ocorrência de desastres, é crucial adotar medidas rápidas e adequadas para lidar com questões como o aumento na geração de resíduos sólidos. Essas ações devem estar previstas nos planos de contingência para enfrentamento a desastres locais e regionais (PLANCON), sendo fundamentais para promover a rápida recuperação das áreas afetadas e restabelecer os serviços básicos da comunidade afetada. O presente estudo objetiva contribuir com a temática a partir da análise das ações, diretrizes e protocolos relacionados a gestão dos resíduos decorrentes de eventos extremos previstas em planos de contingência municipais no estado do Espírito Santo no contexto dos desastres naturais. A metodologia envolve a identificação e análise dos planos de contingência dos municípios e o plano estadual, com foco na organização do documento e gerenciamento de resíduos de desastres. Como principais resultados destaca-se que tanto o plano estadual de contingência quanto os planos municipais avaliados apresentam ausência de informações no que diz respeito à gestão de resíduos gerados durante situações de emergência e desastres. Conclui-se que a falta de protocolos para gestão de resíduos é uma lacuna preocupante nos planos de contingência analisados. Recomenda-se a realização de estudos adicionais sobre a temática abordada.

Introdução

A Estratégia Internacional de Redução de Desastres da ONU (UNISDR) define *desastre* como “uma séria interrupção no funcionamento de uma comunidade ou sociedade que ocasiona grande quantidade de mortes, perdas e impactos materiais, econômicos e ambientais que excedem a capacidade da comunidade ou sociedade afetada para enfrentar a situação, mediante uso de seus próprios recursos (UNISDR, 2009).

A ocorrência de desastres naturais está cada vez mais frequente, diversos estudos estão sendo realizados com o objetivo de compreender as características e dimensões desses fenômenos (RODRIGUES *et al.*, 2015).

Segundo o Relatório Mundial de Redução de Riscos de Desastres da Organização das Nações Unidas (ONU) de 2019, o Brasil está entre os países com maior número de pessoas afetadas por desastres naturais na América Latina. Além disso, dados do Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (CEMADEN) indicam que o país registra anualmente uma média de mais de 1.500 desastres naturais, afetando milhares de pessoas e causando perdas significativas em termos de vidas humanas e prejuízos materiais.

A falta de planejamento urbano nas cidades e o crescimento populacional desordenado, é um fator agravante durante um desastre, resultando em riscos socioambientais relacionados a eventos pluviométricos em cidades não preparadas, como ocorrência de enchentes, alagamentos, inundações e enxurradas (PAULO, 2021).

Ao avaliar o estado do Espírito Santo e analisar os dados dos desastres naturais ocorridos em todo o estado de 2013 a 2020, constatou-se a existência de 794 registros até 24 de setembro de 2020, distribuídos em diversos tipos (figura 1) segundo consta no Plano Estadual de Proteção e Defesa Civil (PEPDEC, 2022).

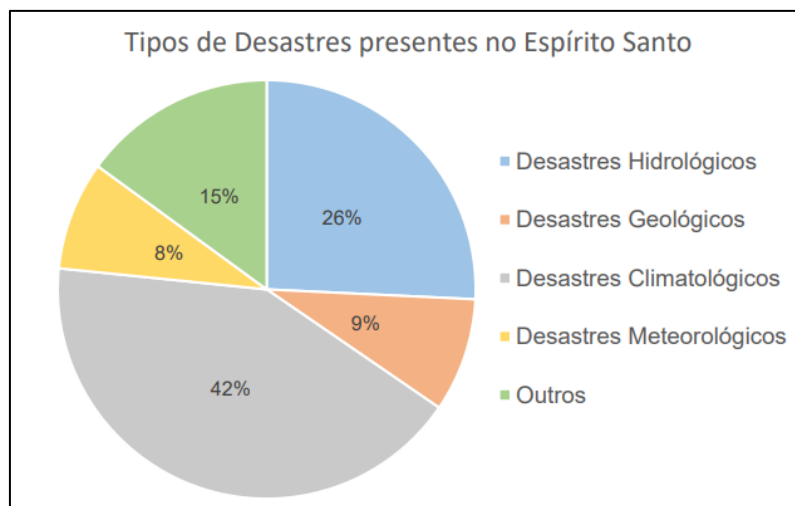


Figura 1: Distribuição dos tipos de desastre naturais registrados no Espírito Santo entre 2013 e 2020. Fonte: PEPDEC (2022, p.19).

De acordo com a Classificação e Codificação Brasileira de Desastres (COBRADE), a classificação geral dos desastres que acometem o Espírito Santo estão ilustrados no quadro 1.

Subgrupo de desastres	Definição	Tipo principal de desastre
Geológicos	Eventos adversos que ocorrem devido a processos naturais relacionados à geologia da Terra.	Terremoto
		Movimento de massa
		Erosão costeira
Meteorológico	Eventos adversos causados por condições meteorológicas extremas de curta duração.	Temperatura extrema
		Névoa
		Tempestade
Hidrológico	Um perigo causado pela ocorrência, movimento e distribuição de água doce e salgada superficial e subterrânea.	Inundações
		Enxurradas
		Alagamentos
Climatológico	Um perigo causado por condições climáticas extremas de longa duração,	Estiagem
		Seca
		Incêndios

Quadro 1: Classificação dos desastres naturais no Espírito Santo. Fonte: COBRADE (2020)

A geração de resíduos sólidos estimada no Brasil, com base em dados do ano de 2020, era de 66,6 milhões de toneladas, sendo na região Sudeste do país o valor chega a 29 milhões de toneladas por ano, considerando a estimativa de 89.012.240 habitantes neste ano. Essa grande quantidade de material descartado é um desafio para gestão pública municipal, tendo em vista os custos de processo e a escassez de locais para destinação ambientalmente adequada, mesmo em situações de normalidade (BRASIL,2020).

Na ocorrência de desastre natural, a quantidade de resíduos gerados tende a aumentar, dependendo da gravidade e natureza do desastre, podendo ocasionar uma sobrecarga no sistema de limpeza pública e danos à saúde da população (BROWN *et al.*,2011).

Os resíduos gerados em desastres podem impactar à saúde, segurança e meio ambiente, sendo também fator dificultador nas operações de resgate e pós-desastre (PAULO *et al.*, 2021).

As grandes quantidades de resíduos sólidos e líquidos gerados em eventos extremos podem comprometer a gestão pública local, levando ao desabastecimento de água e alimentos para a população e a suspensão temporária dos serviços de coleta de resíduos sólidos urbanos (BROWN *et al.*,2011).

A Política Nacional de Proteção e Defesa Civil – PNPDEC, lei nº 12.608 visa promover ações de prevenção, mitigação, preparação, resposta e recuperação diante de desastres, com foco na proteção da vida, do patrimônio e do meio ambiente. Ela estabelece a necessidade de integração entre os diferentes níveis de governo, sociedade civil e setor privado, além de destacar a importância da participação da população nas ações de proteção e defesa civil (BRASIL,2012).

A criação da PNPDEC é um reflexo da crescente preocupação do Brasil em relação às ocorrências de desastres

naturais e seus impactos para o país. De acordo com o CEMADEN (2022), o Brasil registrou entre os anos de 1991 e 2020, uma média anual de 60 milhões de pessoas diretamente afetadas por desastres.

Conforme a PNPDEC o município deve elaborar um Plano de Contingência de Proteção e Defesa Civil, o documento deve conter a formalização da estratégia de enfrentamento dos desastres, onde estão descritas as características dos eventos a serem enfrentados, os locais possíveis de acondicionamento, o número provável de afetados e as ações de prevenção e de resposta que o poder público estabeleceu para enfrentá-los (PAULO,2021).

No contexto da PNPDEC, a gestão adequada dos resíduos gerados por desastres naturais deveria ser uma prioridade e uma preocupação, pois eventos como enchentes, deslizamentos de terra, tempestades e incêndios florestais, geram grandes volumes de resíduos, incluindo resíduos sólidos urbanos, resíduos de construção e demolição, resíduos de saúde, resíduos químicos e resíduos de alimentos.

Conforme PAULO (2021) em situações de desastres naturais, a gestão de resíduos deveria estar vinculada ao Plano de Contingência, porém, um fator limitante é a falta de recurso técnico e especialistas para elaboração dos referidos planos.

Para tratar adequadamente esses resíduos, os planos de contingência devem incluir diretrizes específicas para o manejo e a disposição ambientalmente adequada dos materiais. Essas diretrizes devem considerar a legislação vigente, as normas ambientais do município e estado, e promover a segregação correta dos resíduos, bem como o transporte seguro e o armazenamento temporário e a destinação final sustentável (COUTO,2023).

Neste contexto, o presente estudo apresenta uma análise dos planos de contingência para enfrentamento a desastres do estado do Espírito Santo na gestão de desastres naturais e verifica a relação com a geração de resíduos em eventos extremos. Serão explorados as ações, diretrizes, protocolos e os desafios relacionados ao manejo dos resíduos.

Metodologia

Os desastres naturais no estado do Espírito Santo foram selecionados como objeto de estudo por serem os mais recorrentes na região e no Brasil. Os procedimentos metodológicos utilizados para realizar a análise proposta estão ilustrados na figura 2.

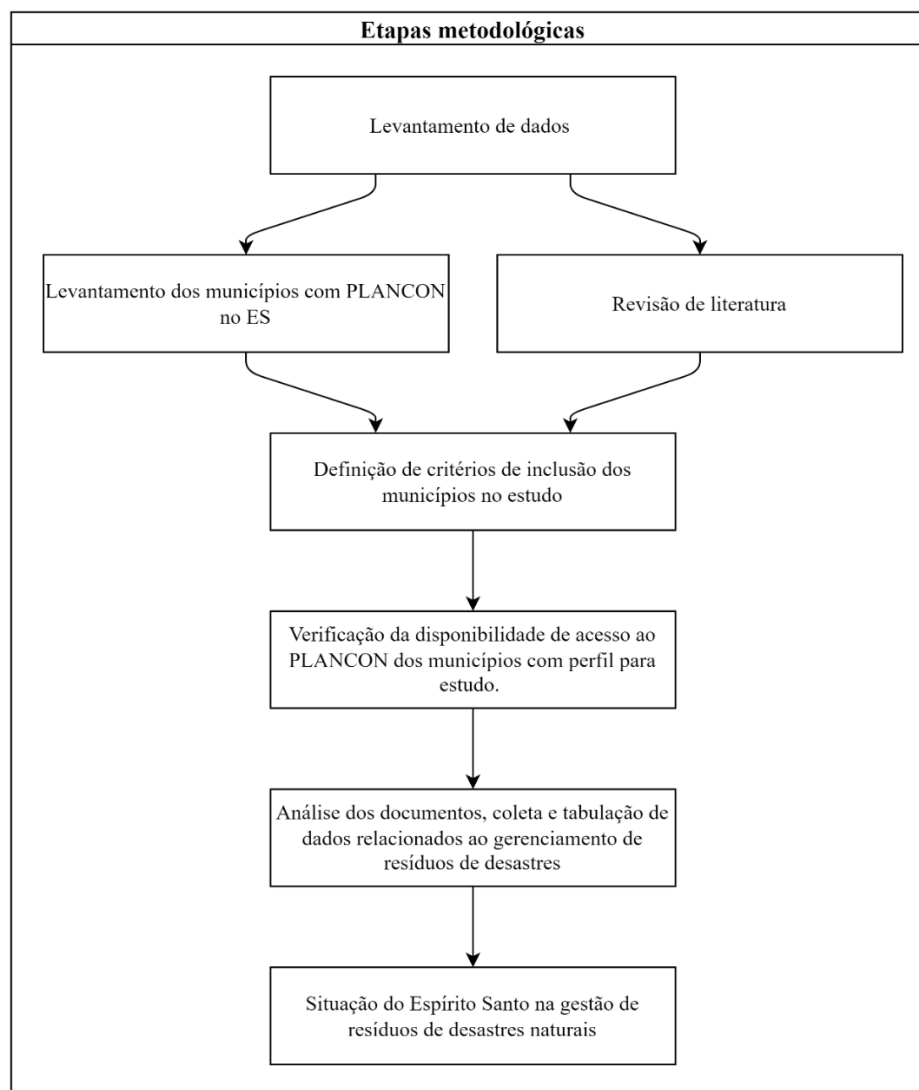


Figura 2:Esquema da metodologia aplicada na pesquisa. Fonte: Autores (2023).

Como ponto de partida realizou-se levantamento dos municípios do estado do Espírito Santo quanto a existência de planos de contingência (PLANCON). Os documentos analisados foram obtidos por meio de acesso às páginas das prefeituras, sites institucionais e reportagens públicas na mídia eletrônica, nas quais os planos estão disponíveis para consulta pública.

Do total de setenta e oito municípios do estado, vinte e sete municípios possuíam o PLANCON, sendo que 9 estavam na Região Metropolitana da Grande Vitória (RMGV). Como principal critério de inclusão foi considerado a existência e a disponibilidade do PLANCON para consulta. Adicionalmente a localização geográfica de modo a obter maior representatividade do estado.

No presente trabalho, foram utilizadas diversas referências para embasar o estudo. Entre as fontes consultadas, destacam-se os Cadernos Técnicos da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento e Resíduos Sólidos (SNIS), a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e a Editora do Instituto Federal do Espírito Santo (EDIFES). Essas referências forneceram dados e informações relevantes para a análise e fundamentação teórica do trabalho, contribuindo para a construção de uma base sólida e embasada.

Na etapa de análise considerou a identificação dos seguintes aspectos gerais componentes dos planos: organização e estrutura formal; cenários de risco; inclusão do tema da gestão e gerenciamento de resíduos de desastres (RD). Para este último aspecto buscou-se ainda informações acerca dos procedimentos/ações em relação ao manejo, gerenciamento e destinação final ambientalmente adequada previstos nos documentos.

Adicionalmente, foi analisado o plano de contingência estadual do Espírito Santo, com o objetivo de avaliar a inclusão ou não de diretrizes para o gerenciamento de resíduos em situações de desastres, em comparação aos planos municipais encontrados.

Resultados

Dos setenta e oito municípios levantados, vinte e sete (34,6%) possuíam PLANCON com acesso disponível sendo selecionados seis com diferentes portes e populações, localizados fora da RMGV e predominantemente na região sul que tem sido mais afetada por desastres naturais nos últimos anos.

MUNICÍPIO	POPULAÇÃO (hab.)	REGIÃO DO ES
Cachoeiro de Itapemirim	185.784	Central sul
Rio Novo do Sul	11.069	Sul
Presidente Kennedy	13.696	Litoral sul
Mimoso do sul	24.475	Central sul
Jerônimo Monteiro	11.575	Caparaó
Nova Venécia	49.065	Noroeste

Quadro 2: Perfil dos municípios do estado do Espírito Santo participantes do estudo. Fonte: IBGE,2022.

Municípios do interior possuem menor capacidade de enfrentamento de eventos extremos, podendo interferir ainda suas características geográficas relacionadas a presença de áreas de encostas, vales e planícies propensas a eventos extremos. Adicionalmente, a ausência de infraestrutura adequada, incluindo sistemas de drenagem eficientes e estruturas de contenção, amplia a vulnerabilidade desses municípios, tornando-os mais propensos a desastres naturais.

Quanto aos municípios com planos analisados:

1. Cachoeiro de Itapemirim

Dentre os planos de contingência estudados, em termos de conteúdo o plano mais completo foi do município de Cachoeiro de Itapemirim. No plano é exposto os objetivos e finalidades do documento, um diagnóstico atual do município, estratégias de enfrentamento, ações de intervenção, definição dos locais disponibilizados para abrigo, mapeamento das zonas de risco da cidade e os cenários de risco, e estabelece a comunicação e interação entre os órgãos competentes durante a ocorrência do desastre.

Na fase de emergência, na qual entende-se que é caracterizada pela ocorrência de chuvas de grandes intensidades, quando atingem uma precipitação igual ou superior a 50 mm/h e com elevação do nível do Rio Itapemirim superior a dois metros acima do nível normal, a secretaria municipal de manutenção e serviços (SEMMAT) é responsável por disponibilizar uma área para depósito de entulhos provenientes da limpeza da cidade, dispondo maquinário necessário para tal limpeza. Contudo, verificou-se a ausência de orientações para gestão de RD, bem como medidas de intervenção durante o desastre, além disso, não está explícito no plano a destinação desses resíduos.

2. Nova Venécia

No plano do município de Nova Venécia, as ações durante o desastre são pouco abordadas, principalmente no que diz respeito à desmobilização dos abrigos e a geração de resíduos no enfrentamento a desastre. Observou-se também que a responsabilidade pela elaboração dos protocolos e ações de emergência foram destinadas às secretarias municipais não sendo possível saber se foram cumpridas. O documento apresenta os possíveis cenários de risco e as atribuições específicas de cada órgão/secretaria no enfrentamento ao desastre. No entanto, não foi localizado procedimento específico para gestão de resíduos gerados em desastres

Os demais planos analisados possuíam estruturas semelhantes, apresentam os objetivos, cenários de riscos e sugestões de intervenções a serem realizadas antes da ocorrência de um desastre, porém não atribuem competências e ações a serem cumpridas pelas diversas secretarias que compõem a gestão municipal nas diversas etapas de um desastre, também não contemplam a definição de procedimentos para a gestão dos RD gerados em eventos extremos

MUNICÍPIO	PLANCON		
	Ano de publicação	Inclui gestão RD	Ações previstas
Cachoeiro de Itapemirim	2021	sim	depósito temporário de RD
Rio Novo do Sul	2021	não	-
Presidente Kennedy	2015	não	-
Mimoso do sul	2017	não	-
Jeronimo Monteiro	2022	não	-
Nova Venécia	2017	não	-

Quadro 3: Municípios avaliados quanto a inclusão da gestão dos RD no PLANCON. Fonte: Autores (2023).

O plano estadual de contingência não estabelece diretrizes e procedimentos para a gestão dos resíduos gerados durante situações de emergência e desastres, o que pode em parte explicar a ausência deste assunto nos PLANCON municipais avaliados. Tal situação pode contribuir para o colapso dos sistemas de limpeza pública municipais na ocorrência de desastres naturais.

A análise geral dos dados obtidos evidenciou grande lacuna, tanto nos planos municipais quanto no plano estadual, a respeito da gestão dos resíduos gerados em desastres. Além disso, observa-se a falta de integração entre esses planos e setores relacionados.

Um plano de contingência adequado deve estar alinhado e integrado com outros planos municipais e estaduais, como o Plano de Gerenciamento de Resíduos e os Planos de Saúde Pública. A ausência de integração pode dificultar a coordenação entre os diferentes setores e prejudicar os esforços de reconstrução das comunidades afetadas. (BRINGHENTI, 2023).

Outro aspecto crítico é a falta de atualização dos planos, que requerem revisão e atualização constante. Tal situação compromete a eficácia dos planos diante de mudanças nas condições e nas necessidades emergenciais. Além disso, a carência de detalhamento nos PLANCON deve ser objeto de maior atenção, pois a falta de orientações claras e detalhadas pode resultar em confusão e ações ineficientes durante a resposta aos.

Contudo, a gestão de resíduos de desastres ainda é um tema pouco explorado no escopo dos planos de contingência, apesar do PNPDEC instituir ações para mitigar os riscos de desastres e sendo os resíduos um fator agravante na ocorrência desses eventos.

Conforme apontado por PAULO (2021), em um plano de contingência é crucial promover a reciclagem e a reutilização dos resíduos sempre que possível, visando minimizar os impactos ambientais e econômicos decorrentes de desastres naturais. Essa abordagem alinhada à sustentabilidade contribui para uma gestão mais eficiente dos resíduos gerados. Além disso, a autora ressalta que um plano de contingência bem elaborado deve capacitar as instituições, profissionais e a população para enfrentar desastres, garantindo uma resposta eficaz e a recuperação adequada das áreas afetadas.

COUTO (2023) ao realizar um estudo em relação a chuvas intensas que ocorreram em janeiro de 2020 no Espírito Santos, constatou que os municípios não possuem registros das características e quantidades de RD gerados ou removidos no enfrentamento a desastres. Além disso, foi observado a falta de conhecimento por parte da administração municipal sobre a necessidade de segregação dos resíduos após desastre, tendo em vista que os materiais possuem grande potencial de reciclagem.

A ausência de diretrizes claras para o gerenciamento adequado dos resíduos de desastres pode levar à disposição inadequada desses resíduos, causando impactos ambientais negativos e impactos significativos na sustentabilidade das comunidades afetadas.

Conclusão

No enfrentamento do desafio que é a gestão de RD, é essencial que os planos de contingência incluam protocolos específicos para o devido gerenciamento de resíduos. Esses protocolos devem abordar aspectos como a coleta, armazenamento temporário, transporte, o tratamento e a disposição final ambientalmente adequada dos resíduos. É fundamental garantir uma resposta eficiente e eficaz durante e após um desastre, minimizando os riscos à saúde pública, protegendo o meio ambiente e otimizando a recuperação das comunidades afetadas.

O estudo realizado evidenciou que embora comprovada a necessidade de elaboração e implementação de um plano de contingência, justificada pela recorrência de inundações no estado, no entanto, nota-se a ausência de protocolos para gestão de RD nestes instrumentos norteadores do enfrentamento a desastres. Nos seis planos de contingência analisados, percebeu-se que não havia informações da identificação dos resíduos, da coleta e armazenamento, tratamento e disposição final. Em relação aos RD durante o desastre, nota-se ausência de informações e de políticas públicas para gestão de RD, deste modo apresentando uma lacuna preocupante que pode trazer impactos significativos na recuperação e na sustentabilidade das comunidades afetadas.

Recomenda-se que mais estudos sejam feitos sobre a temática e que os municípios considerarem a capacitação de profissionais que estarão na linha de frente na ocorrência de desastre, a coordenação entre as entidades envolvidas e a atualização contínua dos protocolos com base em lições aprendidas em situações de emergência anteriores.

Referências

BRASIL. Lei 12.608, de 10 de abril de 2012. Institui a Política Nacional de Proteção e Defesa Civil -PNPDEC; dispõe sobre o Sistema Nacional de Proteção e Defesa Civil-SINPDEC e o Conselho Nacional de Proteção e Defesa Civil -CONPDEC; autoriza a criação de sistema de informações e monitoramento de desastres; altera as Leis nos 12.340, de 10 de dezembro de 2010, 10.257, de 10 de julho de 2001, 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.239, de 4 de outubro de 1991, e 9.394, de 20 de dezembro de 1996; e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12608.htm. Acesso em: 27 jan. 2022.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional e Secretaria Nacional de Proteção e Defesa Civil. Classificação e Codificação Brasileira de Desastres-COBRADE. Brasília, MDR, 2020.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2020. Brasília: MDR.SNS, 2020

BRASIL. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS). Diagnóstico do manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2021. Disponível em: <http://antigo.snis.gov.br/diagnostico-anual-residuos-solidos>. Acesso em: 20 jun. 2023.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a política nacional de resíduos sólidos, altera a lei 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm. Acesso em: 27 jan. 2022.

BRINGHENTI, J. R. et al. Proposta de gerenciamento de resíduos de desastres: caso das chuvas intensas no Espírito Santo (Brasil), 2020. Cad. Téc. Eng. Sanit. Ambient, v. 3, n. 1, p. 75-85, 2023. DOI:<https://doi.org/10.5327/276455760301009>.

BROWN, C.; MILKE, M.; SEVILLE, E. Disaster waste management: A review article. Waste Management, v. 31, n. 6, p. 1085–1098, jun. 2011.

CEMADEN. Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais. Disponível em: <https://www.gov.br/cemaden/pt-br>. Acesso em: 25 jul. 2023.

COORDENADORIA ESTADUAL DE PROTEÇÃO E DEFESA CIVIL (CEPDEC). Defesa Civil do Espírito Santo. Plano Estadual de Proteção e Defesa Civil. Vitória: Coordenadoria Estadual de Proteção e Defesa Civil, 2018. Disponível em: <https://defesacivil.es.gov.br/Media/defesacivil/Publicacoes/PEPDEC9%20%20PEPDEC%20-%20Abril%20de%202018.pdf>. Acesso em: 22 fev. 2021.

COUTO, Maria Cláudia Lima (org.). Resíduos Sólidos: Um olhar plural sobre gestão, valorização e pesquisa. Vitória: Edifes, 2023. ISBN: 978-85-8263-661-9.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. População. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/es/cachoeiro-de-itapemirim/panorama>. Acesso em: 06 jun. 2023.

PAULO DE MELLO, D.; BRINGHENTI, J.; BIANCHI, D.; SELVATICI MONTE, L.; GÜNTHER, W. Disaster waste: characterization and quantification applied to an intense rain event. Brazilian Journal of Environmental Sciences, v. 56, n. 3, p. 517-530, 2021. <https://doi.org/10.5327/Z217694781007>.

PEPDEC. Plano Estadual de Proteção e Defesa Civil. 15ª ed., 2022. Disponível em: https://defesacivil.es.gov.br/Media/DefesaCivil/PEPDEC/PEPDEC%20-%20Abril_2022.pdf. Acesso em 19 jun. de 2023.

RODRIGUES, A. C. et al. Delineamento da produção científica sobre desastres no Brasil no início deste século. Desenvolvimento e Meio Ambiente, v. 34, 11 ago. 2015.

Souza, Altair Carrasco. Identificação dos problemas de alagamento na cidade de Cachoeiro de Itapemirim-ES: estudo de caso sobre a área central. p. 1241-1250. São Paulo: Blücher, 2017.

UNITED NATIONS INTERNATIONAL STRATEGY FOR DISASTER REDUCTION-UNISDR. Marco de Ação Sendai para a Redução do Risco de Desastres 2015-2030. 18 mar. 2015. Disponível em: https://www.defesacivil.pr.gov.br/sites/defesacivil/arquivos_restritos/files/documento/2018-12/MarcodeSendaiPortugues.pdf. Acesso em: 24 jan. 2022.

AÇÕES GOVERNAMENTAIS QUE REGULAMENTAM E PLANEJAM A EXPLORAÇÃO DAS ÁGUAS TERMAIS EM CALDAS NOVAS E RIO QUENTE (BR/GO)

¹ Bruna Marinho de Melo, ² Carlos Tadeu Carvalho do Nascimento

¹ UnB, Campus Planaltina, e-mail: brunamarinhoadvogada@gmail.com; ² UnB, Campus Planaltina, e-mail: carlostadeu@unb.br

Palavras-chave: Recursos hídricos; Direito ambiental; Águas termais subterrâneas.

Resumo

Esse artigo apresenta algumas ações governamentais que regulamentam e planejam a exploração das águas termais das regiões de Caldas Novas e Rio Quente ambas Goiás, visualizando principalmente a adequação dessas ações com a Política Nacional de Recursos Hídricos, que propõe uma gestão integrada e descentralizada desses recursos. Destaca a dinâmica da exploração das águas termais verificando os meios de imposição de restrições moderado do uso, preservação, reutilização das águas pelos empreendimentos turísticos, destacando a realidade de gestão das águas quentes nas regiões de Caldas Novas e Rio Quente e Legislação local sobre o tema de preservação. Por fim, encerra-se o estudo com as considerações finais, a qual traz uma reflexão a partir dos objetivos que delinearão a pesquisa e também apresenta algumas proposições quanto as hipóteses levantadas relacionadas ao uso das águas termais na região de Caldas Novas e Rio Quente.

Introdução

A preservação do ambiente está inteiramente relacionada com a vida, porquanto a problemática da destruição descontrolada dos recursos naturais ambientais realizada pelo ser humano, provocada pelo desmatamento e poluição em nome do desenvolvimento que coloca em risco a qualidade de vida na terra, são de responsabilidade de toda a humanidade. As ações humanas e a indiferença para com as leis ambientais interferem no meio ambiente e no ecossistema terrestre, prejudicando o equilíbrio da natureza com degradação, poluição e escassez de recursos naturais. O ser humano deve respeitar os ciclos naturais, o tempo de recomposição dos recursos ambientais e seus limites, conservando a integridade do meio ambiente o qual está inserido, onde a água, o ar, o solo e a luz solar são elementos fundamentais à preservação da vida como um todo.

Esse estudo se limita a ampliar as noções a respeito da indispensabilidade de um desses recursos naturais - a água -, especificamente a água termal como economia turística. O que impulsiona o surgimento do presente trabalho, são as distintas formas de gestão da exploração das águas termais das regiões de Caldas Novas e Rio Quente, ambas em Goiás. Referidas cidades, são voltadas para a utilização das águas termais como atrativo turístico. Tudo que se prospera nestas cidades está focado na exploração desse recurso natural, com vasta variedade de hotéis, pousadas e restaurantes, sendo que os parques aquáticos com suas águas termais são os principais atrativos. Referidas cidades distanciadas uma da outra em um raio de 30km, são separadas pela Serra de Caldas que possui área de captação de chuva responsável pelas recargas dos aquíferos tanto do termal, que é a base econômica dos municípios através do seu uso turístico, quanto do aquífero frio, que é usado para o abastecimento doméstico das regiões.

Na Serra de Caldas, também se desenvolve o turismo ecológico, com uma das melhores infraestruturas de parque do Estado de Goiás: o Parque Estadual da Serra de Caldas, com área pouco maior de 120 (cento e vinte) quilômetros quadrados, além do cerrado preservado, possui trilhas pelo cerrado cercadas de paisagens naturais, com cascatas de águas frias.

Portanto, o trabalho está voltado para a análise das condições físicas do meio ambiente de Caldas Novas e Rio Quente, mais especificamente a problemática da apropriação e exploração das águas termais pelos empreendimentos de lazer, bem como o uso indiscriminado do recurso, pois, a água termal corre o risco de passar por um processo de resfriamento e de rebaixamento do nível dos aquíferos, supostamente pela falta de uma política de fiscalização que regulamente o uso racional deste recurso hídrico.

Diante disso, o objetivo geral do trabalho é destacar algumas ações governamentais que regulamentam e planejam a exploração das águas termais em Caldas Novas e Rio Quente, Goiás, visualizando as formas de explorar, captar, utilizar, conservar e preservar as águas termais como meio de recurso natural de valor econômico e recreativo das referidas cidades.

Como objetivos específicos tem-se identificar as principais ações ambientais estratégicas de gestão e uso racional das águas termais implantadas pelas cidades de Caldas Novas e Rio Quente, visualizando principalmente, a adequação dessas ações com a Política Nacional de Recursos Hídricos, que propõe uma gestão integrada e descentralizada desses recursos e, por fim, apresentar uma compilação de pontos abordados ao longo do desenvolvimento da pesquisa que podem ser considerados como recomendações a serem adotadas pelos setores intervenientes para gestão e uso racional das águas termais, com vistas à conservação, exploração e reuso das mesmas.

Busca-se responder o seguinte questionamento: Quais são as ações governamentais que regulam e planejam as formas de explorar, captar, utilizar, conservar e preservar as águas termais nas cidades de Caldas Novas e Rio Quente, ambas Goiás?

Levantou-se a seguinte hipótese: Caldas Novas e Rio Quente por realizar a exploração de águas termais como fonte de turismo, principal atividade que gera lucro, empregos e que movimentam a economia promovem a infraestrutura básica, possuem políticas de proteção ao meio ambiente e fomentam atividades ao tipo de turismo que é desenvolvido no local. O ato de acompanhar e fiscalizar a apropriação, exploração e gestão das águas quentes pela atividade turística nas referidas cidades é indispensável para a construção de um ecoturismo sustentável, pois, trata-se de um recurso natural, de grande importância e essencialidade, além de ser a base da arrecadação, movimentação e geração de emprego desses grandes polos turísticos.

Material e Métodos

Para atingir os objetivos propostos e confirmar ou refutar as hipóteses levantadas a pesquisa envolve o método dedutivo, descritivo e a pesquisa teórica, predominantemente. No tema a ser tratado, é feito o levantamento bibliográfico de Leis, livros, artigos e notícias que abordem a temática. Foram realizados fichamentos destacando os pontos relevantes à análise discursiva e que permitiram a identificação das leis ambientais e teorias sobre o uso das águas termais, visando a elucidação e aprimoramento das ideias centrais do tema do trabalho, para posteriormente elaborar um breve comparativo entre a gestão de recursos naturais das cidades de Caldas Novas e Rio Quente, ambas Goiás.

Assim, iniciou-se com uma descrição sobre a origem das águas termais nas cidades em estudo, passando pelas leis ambientais e autores que enfatizam sobre a importância da gestão dos recursos naturais, no intuito de identificar quais são as formas de explorar e captar as águas termais nas cidades de Caldas Novas e Rio Quente, ambas Goiás, aceitando ou refutando as hipóteses levantadas.

Espera-se que a pesquisa atinja os objetivos delineados e contribua de forma positiva para aprimorar o conhecimento sobre a exploração das águas termais e reaproveitamento de águas utilizadas como forma de melhorar a qualidade de vida e o meio ambiente em Caldas Novas e Rio Quente, ambas Goiás.

Resultados e Discussão

Sousa (2011/2023) ao realizar análises químicas de águas de nascentes, de drenagens superficiais e de poços tubulares das águas termais da região de Caldas Novas e Rio Quente afirma que são provenientes de águas de chuvas que penetram no solo e descem em profundidade de cerca de 1.500 (mil e quinhentos) metros, através de grandes fraturamentos. No contato com as rochas, as águas são mineralizadas e aquecidas pelo fenômeno denominado gradiente geotérmico. O gradiente geotérmico é a taxa de variação de temperatura interna da terra, que pode ultrapassar cerca de 25°C por cada 1.000 (mil) metros de profundidade (aproximadamente a cada 33 metros rumo ao interior da Terra, há um aquecimento de 1°C ou 3°C por 100m). Essa variação modifica de local para local e não existe qualquer relação das águas quentes com corpos magmáticos em profundidade. (SOUSA, 2011/2023)

Os municípios de Caldas Novas e Rio Quente sobrevivem, economicamente, da atividade turística, que depende da infiltração da água da chuva no solo para renovação do manancial termal, principal produto que proporciona o desenvolvimento dessa atividade. Dessa forma, manter esse patrimônio significa contribuir com a preservação deste recurso natural tão raro e com o desenvolvimento socioeconômico das referidas cidades, consideradas detentoras de uma das maiores estâncias hidrotermais do mundo, por um processo natural, de várias nascentes de água termal e poços tubulares nessa região.

A cidade de Caldas Novas Goiás situada no sudeste do Estado de Goiás, possui a maior estância termal do mundo. Suas águas termais são extraídas, principalmente, por meio de poços tubulares profundos com exploração dos reservatórios subterrâneos da região classificados como sistemas aquíferos fraturados artesianos termais - sistemas aquíferos Paranoá e Araxá -. Esses reservatórios naturais dependem da infiltração de águas da chuva para a renovação do manancial termal. (CAMPOS, *et al*, 2010).

O município de Rio Quente, também situado no sudeste do Estado de Goiás, era distrito caldasnovense até maio de 1988, quando a cidade se emancipou através de um plebiscito e recebeu o nome do rio das águas quentes, que corta a região e tem 12 km de extensão. (SOUSA, 2011/2023). No entanto, o ponto turístico da cidade de Rio Quente não se encontra propriamente no centro da cidade, e sim em um bairro denominado de Esplanada, distante a 6 km da área edificada da cidade, onde se localiza o complexo turístico com diversos empreendimentos que subsidiam o Grupo Rio Quente Turismo e Entretenimento, além de abrigar outros estabelecimentos de hospedagem, comércio e de serviços voltados ao turismo. (GOMES, 2009, p. 112)

O Complexo é abastecido por 18 (dezoito) nascentes do rio das águas quentes, cuja captação é outorgada pelo Decreto nº 69.142, de 30 de agosto de 1971, retificado pelo Decreto nº 75.196, de 08 de janeiro de 1975, não apresentando validade de concessão. O volume de água utilizada pelo complexo é de aproximadamente 140 m³/he; a geração de efluente é na ordem de 30.000 m³/mês. (Relatório EIA do Complexo “Mixed Use” do Rio Quente Resorts, 2012, p.80).

Em suma, a cidade do Rio Quente e Caldas Novas, ambos Goiás, Brasil são exemplos de desenvolvimento turístico do interior do Brasil que atraem turistas de todo mundo.

Diante do conhecimento relacionado à história e evolução das cidades objeto de estudo, principalmente no setor turístico e da origem das águas quentes é que se deu a curiosidade de analisar a respeito das ações governamentais que regulamentam e planejam a exploração das águas termais das regiões objeto do estudo, visualizando principalmente a adequação dessas ações com a Política Nacional de Recursos Hídricos, que propõe uma gestão integrada e descentralizada desse recurso hídrico.

Os recursos naturais constituem elementos da natureza. A legislação brasileira proporciona normas protetoras contra os fatores negativos do ambiente e distribui com justiça os custos da proteção e dos danos que esses fatores causam, devido à interferência das comunidades na proteção do homem de tais ameaças e porque é inviável agir sobre a natureza apenas como um recurso, esquecendo seus efeitos negativos sobre o homem. (SOUSA, 2011/2023)

A Constituição Federal de 1988 consagra o meio ambiente como bem difuso - de uso comum - protegido por um direito que visa assegurar um interesse transindividual - indivisível -, de que sejam titulares pessoas indeterminadas e ligadas por circunstâncias de fato (FIORILLO, RODRIGUES E NERY, 2007). O seu artigo 21, XIX, determina como competência da União "instituir sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos e definir critérios de outorga de direito de seu uso". As águas subterrâneas, conforme artigo 26, I da Constituição Federal de 1988 são consideradas bens dos Estados-membros, a quem competirá legislar para sua gestão e proteção.

A Lei nº 9.433/97, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do artigo 21 da Constituição Federal, determina os princípios básicos praticados em todos os países que avançaram na gestão de seus recursos hídricos. Como fundamentos básicos, a referida lei apresenta instrumentos para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos instituindo vários conselhos, destacando-se: o Conselho Nacional de Recursos Hídricos, diversos Conselhos estaduais e cerca de setenta comitês de bacia, a maioria de âmbito estadual. (FIORILLO, RODRIGUES E NERY, 2007).

A Lei 9984/2000, "dispõe sobre a criação da Agência Nacional de Águas - ANA, entidade federal de implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e de Coordenação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos - CONAMA, e dá outras providências". A ANA é uma autarquia que tem como atribuição principal a outorga do direito de uso de recursos hídricos em corpos de água de domínio da União e fiscalização relativa ao uso dos recursos hídricos.

Outra lei que merece destaque é a Lei nº 6.938/1981 – que estabelece a Política Nacional do Meio Ambiente -, e cria o Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, que por sua vez cria várias Resoluções, dentre elas cita-se algumas, como: Resolução nº 001/1986, que disciplina o impacto ambiental, das alterações em propriedades, que incluem os empreendimentos de turismo; a Resolução nº 237/1997 que trata das competências de licenciamento ambiental cabíveis à União, Estados e Municípios, conforme o caso, bem como a listagem de atividades sujeitas ao licenciamento ambiental e o conteúdo mínimo dos Estudos de Impacto Ambiental – EIA que gera o Relatório de Impacto Ambiental - RIMA; a Resolução nº 274/2000, que dispõe sobre os critérios de balneabilidade em Águas brasileiras, enquanto que a Resolução nº 357/05 trata da classificação das águas superficiais em doces, salobras e salinas no território nacional, estabelece parâmetros de classificação e limites de despejos de efluentes para mananciais hídricos. (FIORILLO, RODRIGUES E NERY, 2007)

Ressalta-se que a lei nº 6.938/1981 cria instrumentos que asseguram a proteção ambiental, tais como Avaliação de Impactos Ambientais (AIA) instituída no seu artigo 9º, tendo como espécie principal o Estudo prévio de Impacto Ambiental - EIA/RIMA previsto no artigo 225 da Constituição Federal de 1988. A Resolução CONAMA 237/97 regulamenta o licenciamento ambiental, vinculando a concessão de licença à apresentação de EIA e regulamenta diversas atividades potencialmente poluidoras e utilizadoras do meio ambiente cujo licenciamento dependerá de sua elaboração, dentre as quais figuram complexos turísticos e *resorts*. (CAMPOS *et al*, 2000)

O EIA é um instrumento que avalia as condições ambientais no local onde será instalado o empreendimento com atividades causadoras de degradação efetiva ou potencial ao meio ambiente, analisa, portanto, formas de controle de poluição e demandas de monitoramento ambiental, que irá decidir se vão conceder ou não a licença ambiental. Referida avaliação deve ser acompanhada de um Relatório de Impacto Ambiental – RIMA, acessível à população.

A Resolução nº 001/1986 do CONAMA traz, a padronização dos critérios de licenciamento ambiental, estabelece as suas etapas, traduzidas em licenças. Determina que sejam realizados estudos e planos ambientais possuem natureza técnica e instrutória no processo de licenciamento ambiental subsidiando a decisão quanto à viabilidade ambiental, instalação, ampliação, operação, recuperação e remediação ambiental, entre outros.

Segundo Araújo (2008) o licenciamento obriga o empreendedor a se adaptar aos padrões e qualidade ambiental e ao zoneamento ambiental, para que possa exercer sua atividade econômica. É, portanto, um instrumento de comando-e-controle, através do qual o poder público comanda um padrão de qualidade ambiental, e pune o administrado através da não-concessão da licença, caso este não obedeça ao padrão. (ARAÚJO, 2008, p. 83)

O objetivo do licenciamento ambiental é compatibilizar o desenvolvimento econômico-social para efetivação do princípio do desenvolvimento sustentável, da prevenção e precaução, pelo qual o órgão ambiental licenciador estabelece as condições, restrições e medidas de controle e monitoramento ambientais que deverão ser cumpridas pelo empreendedor. (SILVA, 2015/2023)

O licenciamento sob o regime jurídico das autorizações e concessões para exploração das águas termais de Caldas Novas e Rio Quente faz-se pelos Regimes de Autorização de Pesquisa e de Concessão ou licença de alvarás de Lavra, conforme previstos no Decreto-lei nº 227/1967 - Código de Mineração e Decreto-lei nº 7.841/1945 - Código de Águas Mínerais e respectivos regulamentos e legislações correlatas complementares. (ANDRADE e ALMEIDA, 2023a)

Para a abertura e exploração da água termal é fundamental a existência de Portaria de lavra, ou seja, um contrato de adesão entre o empreendimento e administração pública competente e o licenciamento ambiental para a perfuração de poço e, ainda, a licença para o aproveitamento da água, imprescindível para toda a cadeia exploratória da água termal. Primeiro faz-se o requerimento de pesquisa, com a apresentação do Plano de Pesquisa, Memorial descritivo da área e Projeto construtivo da

captação. Ao receber o alvará de Pesquisa parte-se para a próxima etapa que é a elaboração do Relatório de pesquisa com Informações geológicas detalhadas, Análise oficial da água, Teste de capacidade de produção (teste de vazão) e Estudo de Área de Proteção da Fonte. Com o relatório concluído parte-se para o Requerimento de lavra com apresentação da Licença ambiental e do Plano de aproveitamento econômico, e finalmente a Concessão de lavra com exigência de Análise e aprovação dos rótulos, Vistoria de lavra e Análise oficial da água a cada 3 (três) anos. (ANDRADE e ALMEIDA, 2023a)

As águas termais de Caldas Novas e Rio Quente foram exploradas em nascentes naturais até a década de 1960. A partir daí o Departamento Nacional de Produção Mineral - DNPM – passou a participar de vários projetos e pesquisas, constatando perfurações de inúmeros poços realizados de forma indiscriminada com um grande rebaixamento do nível d'água do sistema aquífero termal. (ALMEIDA e SOUZA, 2001). Ressalta-se que no ano de 2017 o DNPM foi substituído pela Agência Nacional de Mineração - ANM.

Em 1979, iniciou um monitoramento desse sistema aquífero, com medição da temperatura da água, medição da vazão e medição do nível estático dos poços, que resultou na recuperação de aproximadamente 30 (trinta) metros no nível de água do sistema aquífero. Porém, o monitoramento era realizado somente uma vez no ano.

Em 1992 o monitoramento passou a ser mensal. As interpretações dos dados de monitoramento comprovaram a extração de água subterrânea que ultrapassava os limites de produção das reservas reguladoras ou ativas do aquífero, iniciando um processo de rebaixamento do nível potenciométrico das águas subterrâneas pelo elevado número de poços subterrâneos que estava provocando o rebaixamento expressivo e contínuo do nível do Sistema Aquífero das cidades de Caldas Novas e Rio Quente, ambas Goiás. (ANDRADE e ALMEIDA, 2023a)

Somente em 1996, o Departamento Nacional de Produção Mineral - DNPM - publicou a Portaria nº 127/1996 que determinou o fechamento de poços ilegais, e suspendeu a outorga de novas concessões ou licença de alvarás de pesquisa para exploração da água termal nos Municípios de Caldas Novas e Rio Quente. A Portaria da Agência Nacional de Mineração – ANM nº 72/2018, prorrogou a suspensão dada pela Portaria nº 127/96 para 05/02/2028. (ANDRADE e ALMEIDA, 2023a).

Referida Portaria estabelece um limite de perfuração de no máximo 2 (dois) poços tubulares de água mineral e/ou termal por licenciado e obrigatoriedade de instalação de equipamentos aferidos para o controle da vazão nos poços profundos de água mineral e/ou termal dos municípios estudados. Agência Nacional de Mineração - ANM realiza mensalmente o monitoramento do aquífero, com o apoio da Associação dos Mineradores de Águas Termais do Estado de Goiás - AMAT/GO. (ANDRADE e ALMEIDA, 2023a)

Nesse monitoramento é feita a leitura de hidrômetros, medição da temperatura da água, da vazão e do nível estático de todos os poços termais que se encontram em operação nas duas cidades (Caldas Novas e Rio Quente, GO/BR), cerca de 100 (cem) poços. Com os resultados obtidos com a leitura de hidrômetro, tem-se: a evolução da temperatura da água nos poços ao longo do tempo, cujas variações podem indicar problemas na construção do poço ou perda de calor do sistema e dados de vazão acumulada, permitindo o cálculo da taxa de exploração (aproveitamento econômico) de água termal por poço e consequentemente por sistema aquífero. (ALMEIDA e SOUZA, 2001)

Com isso, verifica se o concessionário extrapolou ou bombeou uma vazão superior àquela aprovada para o seu poço. O limite de vazão é calculado em base trimestral. Nos casos de bombeamento excessivo, são lavrados autos de infrações para aplicação de multas.

Os dados acumulados de vazões também subsidiam outros trabalhos da ANM, como os trabalhos de auditoria para cálculo da Compensação Financeira pela Exploração de Recursos Minerais - CFEM. Com a medição da vazão instantânea compara-se vazão autorizada e vazão bombeada pelo empreendimento.

A medição do nível estático é realizada em 50% (cinquenta por cento) dos poços selecionados por sua localização, distribuição em relação ao sistema aquífero, características construtivas, características hidroquímicas e condições operacionais. Para a medição do nível estático, todas as bombas dos poços são desligadas obrigatoriamente às 20 (vinte) horas anterior e a medição de nível é feita às 6 (seis) horas do dia seguinte, ficando o sistema paralisado por aproximadamente 10 (dez) horas. (ALMEIDA & SARMENTO, 1998)

Ressalta-se que no âmbito Estadual, Secretaria Estadual do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos (Semarh), e a atual A Secretaria de Meio Ambiente, Recursos Hídricos, Cidades, Infraestrutura e Assuntos Metropolitanos (Secima) é quem atesta o sistema de monitoramento da qualidade da água nos municípios de Caldas Novas e Rio Quente mensalmente e copiam relatórios semestrais. (ALMEIDA e SOUZA, 2001)

Tem-se que as Leis Ordinárias, Leis Complementares, Resoluções, Decretos, Portarias, a Lei Orgânica do município de Caldas Novas e a Lei Orgânica do Município de Rio Quente balizam à proteção do meio ambiente, frente aos impactos ambientais ocasionados pelos empreendimentos turísticos, para atender aos princípios ambientais, entre eles o princípio da precaução.

No âmbito do Município de Caldas Novas destaca-se as seguintes Leis:

Lei 7282, de 25 de setembro de 1970 que cria o parque estadual da serra de caldas novas, localizado no município de caldas novas e destinado a resguardar e proteger sua fauna, flora e belezas naturais;

Lei nº 1.519/2007, que dispõe sobre o Código Ambiental do Município de Caldas Novas alterada pela Lei 3.061/2019;

Lei 1.783/2011 que institui a Política Municipal de Educação Ambiental na rede municipal de ensino de Caldas Novas;

Lei 1.964/2013 que dispõe sobre a obrigatoriedade de educação ambiental, a nível curricular nas escolas públicas e particulares de Caldas Novas e dá outras providências;
Lei 1.828/2011 que institui a nova Política Municipal de Saneamento Ambiental e o Plano Municipal de Saneamento Ambiental do município; Lei nº 2.089/2014, que dispõe sobre o Conselho Municipal do Meio Ambiente (CMMA) de Caldas Novas-GO;
Lei 2.752/2018 que altera o Código Sanitário do Município de Caldas Novas/GO, instituído pela Lei nº 2.084/2014; e,
Lei 3.078/2017 que instituiu a revisão do Código de Zoneamento e Uso do Solo Urbano do Município de Caldas Novas, Lei 3.078/2019 que institui a revisão do Código de Zoneamento e Uso do Solo Urbano do Município de Caldas Novas. (SEMMARH – Secretaria Municipal de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, 2023).

Já no âmbito do Município de Rio Quente tem-se as seguintes Leis:

Lei 697/2014 que dispõe sobre a reorganização e instituição do Fundo Municipal de Meio Ambiente – FMMA;
Lei 696/2014 que dispõe sobre a reorganização e instituição do Conselho Municipal do Meio Ambiente – CONSEMMA;
Lei Complementar nº 025/2014, de 20 de agosto de 2014, que traz a delimitação das zonas de expansão urbana do Município de Rio Quente.
Lei 529/2009 que institui o Conselho Municipal do Meio Ambiente;
Lei 504/2008 que cria os Fundos Municipais do Meio Ambiente e do Desenvolvimento Turístico;
Lei Complementar 08/2008 que institui o Plano Diretor Participativo do Município de Rio Quente;
Lei 024/1989 que cria área NON EDIFICANDI, a faixa de proteção sanitária, e proíbe, provisoriamente, a edificação de obras à margens do Rio Quente, restringe agressões ao meio ambiente; e,
Lei Complementar nº 007/2007 que institui o Código Municipal do Meio Ambiente e dispõe sobre o Sistema Municipal do Meio Ambiente – SIMMA, para a administração do uso dos recursos ambientais, proteção da qualidade do meio ambiente, do controle das fontes poluidoras e da ordenação do solo do território do Município de Rio Quente, de forma a garantir o desenvolvimento ambientalmente sustentável. (CÂMARA MUNICIPAL DO RIO QUENTE, 2023)

Por ser complexo turístico com economia voltada para o turismo como principal atividade econômica, onde o foco são as águas termais, as cidades de Caldas Novas e Rio Quente que formam a maior estância hidrotermal do mundo, possuem, além das Leis ambientais citadas acima, vários decretos e portarias que determinam medidas coercitivas entre outras, aos empreendimentos que não cumprem com a legislação ambiental.

Em uma ação representada pelo Ministério Público de Goiás no ano de 2010, da Curadoria de Meio Ambiente de Caldas Novas, em busca de adequada preservação ambiental, especificamente das águas termais, elaborou um Termo de Ajuste de Conduta (TAC) com todos os clubes e mineradoras do município de Caldas Novas Goiás visando à regularização ambiental da totalidade dos empreendimentos, assinado por 128 (cento e vinte e oito) empreendimentos que utilizam as águas termais da região, e se comprometeram a cumprir as exigências legais de preservação ambiental. (MINISTÉRIO PÚBLICO DE GOIÁS, 2023)

Além da regularização quanto às licenças ambientais, os empreendimentos ficam proibidos de soltar as águas utilizadas nas piscinas direto nas ruas, na rede pluvial, bem como nos rios ou em qualquer curso d'água, em desacordo com as exigências estabelecidas em leis ou regulamentos. Ficam proibidos, ainda, o lançamento das águas utilizadas nas piscinas na rede coletora de esgoto e o lançamento de resíduos sólidos, líquidos ou gasosos, detritos e óleos ou substâncias oleosas nos rios e em cursos d'água.

Destaca-se ainda que o Termo de Ajuste de Conduta – TAC – de Caldas Novas exige que sejam utilizados somente produtos biodegradáveis e ecologicamente adequados para a manutenção de piscinas, parques aquáticos e demais áreas comuns dos empreendimentos, com o relato ao Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM) e a Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos (Semarh) sobre a marca e a composição dos produtos. (CAMPOS *et al*, 2010)

Quando a cidade do Rio Quente, no ano de 2006 foi firmado Termo de Ajustamento de Conduta entre o Município de Rio Quente e a Companhia Termas do Rio Quente (CTRQ), no qual se comprometeu, e transferiu ao município, uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) com reator anaeróbico e emissário. Na ocasião foi transferindo a responsabilidade de operação, adequação manutenção e ampliação da ETE de acordo com a demanda do município, bem como, cientificados o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), a Agência Ambiental do Estado de Goiás, e o Ministério Público do Estado de Goiás.

O monitoramento da qualidade das águas na Companhia Termas do Rio Quente é realizado diariamente com o objetivo de assegurar o fornecimento de água de qualidade para a execução de todas as atividades de balneário (recreação de

uso primário) e demais atividades da empresa, em conformidade com a legislação ambiental aplicável, garantindo o melhor aproveitamento e a proteção ambiental dos recursos hídricos que caracterizam o bem econômico da região. (EQUIPE RIO QUENTE, 2023b, p. 10)

No complexo Rio Quente *Resorts*, a água é usada diversas vezes. O primeiro aproveitamento da água é na utilização nas piscinas do parque aquático, que naturalmente já possui padrão de balneabilidade. De 5,2 milhões de litros por hora, 3% são novamente tratados, de acordo com o padrão de potabilidade estabelecido pela Portaria do Ministério da Saúde nº 2.914 de 12 de dezembro de 2011, e são utilizadas como uso secundário para abastecimento dos reservatórios que abastecem os hotéis, cozinhas, área administrativa, lavanderia e Vila dos Funcionários. Os jardins também são regados com água de um terceiro aproveitamento, em um sistema totalmente automatizado, que economiza até 50% mais do que a rega manual. (EQUIPE RIO QUENTE, 2023a)

A água que vai pelo ralo não é desperdiçada: a empresa conta com a Estação de Tratamento de Efluentes (ETE), própria do Grupo Rio Quente, que devolve as águas para o Rio Quente. O sistema tem capacidade para tratar 1.800 m³ de esgoto por dia com eficiência média de 86% de remoção da carga orgânica. (EQUIPE RIO QUENTE, 2023a, p. 1)

Em Caldas Novas e Rio Quente (GO/BR), está localizada a maior estância hidrotermal do mundo, onde as águas quentes são derivadas de águas de chuva que penetram no solo e descem em profundidade de cerca de 1500 metros, através de grandes fraturamentos nas rochas sedimentares (formadas por sedimentos de outras rochas) e metamórficas (resultado da transformação de outras rochas em condições de elevada pressão e temperatura). No contato com as rochas, as águas são mineralizadas e aquecidas pelo fenômeno denominado de gradiente geotérmico (ANDRADE E ALMEIDA, 2023b).

Segundo a Agência Nacional de Águas (ANA), o processo de formação do aquífero termal se inicia com a infiltração da água da chuva no topo da Serra de Caldas e desce a grande profundidade sendo aquecidas, confinadas sob as camadas de xisto e quartzito, está submetida a uma pressão muito grande onde as fraturas verticais que atravessam os xistos permitem que a água, sob pressão, aflore naturalmente formando a fonte de águas termais que abastece o turismo das regiões de Caldas Novas e rio quente. Essa água sob pressão também pode ser captada antes de aflorar, através de bombas instaladas em poços, como é o caso dos hotéis e clubes de Caldas Novas. (ALBUQUERQUE, 1996, p. 92 *apud* AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA), 2010).

Ambas as cidades seguem a legislação Federal, Estadual e Municipal, quanto ao uso e preservação das águas termais. Os empreendimentos possuem autorização de Pesquisa e de Concessão ou licença de alvarás de Lavra, conforme previstos no Decreto-lei nº 227/1967 - Código de Mineração e Decreto-lei nº 7.841/1945 - Código de Águas Minerais e respectivos regulamentos e legislações correlatas complementares. Seguem a normas de sustentabilidade ambiental, ou seja, com uso dos recursos naturais de forma responsável e consciente, para garantir que continuem existindo.

Os aquíferos são mensalmente monitorados pela Agência Nacional de Mineração - ANM, com o apoio da Associação dos Mineradores de Águas Termais do Estado de Goiás - AMAT/GO, atestado pela Secretaria Estadual do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos (Semarh) mensalmente e copilam relatórios semestrais.

Quanto ao tratamento e reuso das águas das piscinas em Caldas Novas é realizado individualmente em cada empreendimento, tais como hotéis, clubes e *resorts*. Enquanto que Rio Quente possui somente uma estação de tratamento para todo o complexo do *resorts* onde a exploração da água é praticamente monopolizada pelo empreendimento Rio Quente *Resorts*, possuindo poucos condomínios e hotéis independentes, onde compram o fornecimento de água e não possuem tratamento para o reuso, conforme estipulado pela legislação. (ANDRADE E ALMEIDA, 2023b)

Toda a água termal explorada no Rio Quente *Resorts* vem das fontes naturais da região. De acordo com os dados levantados com a pesquisa bibliográfica e documental toda a água utilizada na lavanderia, nas cozinhas, nos banheiros e em outros serviços é levada para a Estação de Tratamento de Esgoto – ETE - própria do complexo. Ali, ela passa por um processo de purificação para poder ser reutilizada. Enquanto que as águas das piscinas são tratadas e retornadas para o curso natural rio quente.

Além dos resultados apresentados, aqui é identificado os principais pontos de proteção hídrica que contribuem para minimizar os impactos negativos da atividade turística.

Campos (2010) alerta para as dificuldades de se identificar no planejamento econômico, em que medida a geração de emprego e renda, impostos e divisas beneficiam a população local. É difícil identificar a participação desta na renovação do território e no avanço adquirido pela economia mediante o desenvolvimento turístico. Localidades como Caldas Novas e Rio Quente, ambas Goiás/Brasil, por possuir peculiaridades naturais especialmente atraentes ao turismo, são ainda mais sensíveis aos impactos negativos da atividade turística.

Entretanto, com o desenvolvimento da região turística intensificam-se os problemas gerados por questões como a impermeabilização do solo, aumento da produção de resíduos, degradação ambiental, entre outros, que por sua vez poluem o ambiente afetando, direta ou indiretamente, o solo e subsolo. Como acontece em Caldas Novas e Rio Quente, onde é crescente a abertura de imobiliárias, construção civil, ramo de hotelaria e comércio, atividades estas que estão integradas com a indústria do turismo.

A partir literatura estudada, percebe-se que aspectos naturais e atividades humanas afetam as características biológicas, químicas e físicas da água, criando a necessidade de união global dos setores público e privado em prol da proteção hídrica (rios, lagos, aquíferos). Destacam-se três soluções fundamentais para os problemas de proteção da qualidade da água: prevenir a poluição, ou seja, reduzir ou eliminar os contaminantes na fonte, antes que possam poluir os recursos hídricos; expandir e melhorar o tratamento de água e de efluentes domésticos; e restaurar, manejar e proteger ecossistemas.

De acordo com D'Issep (2010, p. 30) “gerir de forma sustentável este recurso – água – com eficiência, de modo a garantir sua sobrevivência e a do planeta, é um desafio mundial...” Os principais mecanismos para gerir, organizar e implementar soluções para assegurar a qualidade da água incluem: melhorar o entendimento acerca da qualidade da água, por meio de monitoramento aprimorado; esforços mais efetivos de comunicação e educação; fiscalização e aplicação da lei; e liderança política e comprometimento de todos os níveis da sociedade. O monitoramento dos poços e nascentes das águas termais proporciona informações essenciais para identificação, abordagem e resolução de problemas de qualidade e esgotamento das águas. Ao registrar dados básicos, torna-se possível identificar tendências temporais e realizar comparativos entre diferentes fontes de água.

Sobre as consequências sociais do crescimento turístico das cidades de Caldas Novas e Rio Quente, observa-se que as grandes redes de hotéis e lazer dominam praticamente toda a cadeia produtiva do turismo local, oferecendo serviços de transporte, hospedagem, lazer, operadoras, agências de viagens, construtoras e incorporadoras, imobiliárias, sistema de comunicação e marketing eletrônico.

A Serra de Caldas Novas é a mais importante área de infiltração das águas das chuvas, que são absorvidas através das suas fissuras geológicas e reabastecem os aquíferos termais. Não obstante a importância desta área para a manutenção do nível dos aquíferos, verifica-se que estão sendo impermeabilizadas com a expansão da malha urbana. Com isso, supõe-se que falta fiscalização contínua para verificar o cumprimento da legislação e, ainda, que parte dos empreendimentos que utilizam as águas termais como fonte de renda, lançam as águas das piscinas diretamente em corpos de águas receptoras e em sistema de esgoto, sem o devido tratamento e reutilização. (MIRANDA, 2023)

Desta forma, sugere-se que o conceito de termalismo sustentável seja mais difundido e discutido, nas cidades de Caldas Novas e Rio Quente. Ressalta-se que o termalismo sustentável é aquele termalismo que enlaça tanto o turismo termal de saúde e lazer, com criação de emprego e renda, quanto o termalismo social, ou seja, o uso público, coletivo e apropriado pela população.

Sugere-se, também, um fortalecimento na monitoração e fiscalização para assegurar o uso e reuso das águas termais prevenindo o esgotamento das mesmas e conseqüentemente a falência do turismo nas cidades estudadas. Em termos de monitoramento, medidas precisam ser tomadas, para que seja possível verificar se a legislação está surtindo o efeito desejado. Caso seja constatado que uma norma foi ou está sendo violada, é necessário poder contar com procedimentos eficientes de fiscalização, para reprimir a violação e tomar providências punitivas.

Por fim, ações educativas e de conscientização devem ser tomadas com objetivo de informar a comunidade e os agentes fiscalizadores para promover a adequada aplicação da lei e assegurar existência das fontes termais. A participação da sociedade no monitoramento é indispensável, desempenhando um papel crítico, alertando as agências reguladoras sobre potenciais violações das normas sobre a proteção hídrica.

Considerações Finais

O turismo é uma atividade consumidora e produtora do espaço físico de uma região, uma vez que este produz territórios da mesma forma que o setor industrial produz mercadorias. Além da construção de novos territórios, o turismo tem propiciado o crescimento econômico, reestruturando valores, costumes e hábitos da sociedade local, constituindo-se em uma fonte de economia, responsável pela geração de empregos diretos e indiretos.

O estudo mostrou que a economia das cidades de Caldas Novas e Rio Quente está direta ou indiretamente voltada para o turismo, tendo como foco as águas termais.

A gestão pública das cidades em busca de cumprir a legislação brasileira no que diz respeito ao meio ambiente, além das normas Federais e Estaduais, criam normas Municipais com objetivo de minimizar prejuízos e esgotamento das nascentes e poços termais das cidades. O Ministério Público de Goiás, em busca de adequada preservação ambiental, especificamente das águas termais, elaborou Termo de Ajuste de Conduta (TAC) com todos os clubes e mineradoras dos municípios que se comprometeram a cumprir as exigências legais de preservação ambiental.

As principais exigências são: adoção de medidas de tratamento buscando o reaproveitamento das águas descartadas das piscinas e manutenção da qualidade das águas, tanto para uso doméstico, como também com estratégias cada vez mais eficientes e eficazes; e, remediar a poluição hídrica com o intuito de evitar a poluição antes que alcance os cursos de água locais. Todas as diretrizes estabelecidas na Política Municipal de Meio Ambiente devem ser consideradas quando do estabelecimento dos estudos ambientais que instruirão os processos de Licenciamento Ambiental municipal. Isso quer dizer que os estudos devem abarcar informações que possibilitem ao órgão licenciador verificar se as diretrizes estabelecidas estão sendo cumpridas pelos empreendimentos solicitantes.

Contudo, de uma maneira geral, o resultado da pesquisa aponta aspectos de uma sustentabilidade frágil nas cidades objeto do estudo. Apesar da existência de normas reguladoras do procedimento de Licenciamento Ambiental, verifica-se, em todas as esferas de poder, a ausência de norma específica para regulamentar o tipo de estudo ambiental aplicável para as atividades turísticas, apesar de constar na Resolução 237/1997 do CONAMA que caberá ao órgão licenciador definir os estudos técnicos necessários ao licenciamento ambiental e o conteúdo mínimo dos Estudos e Relatórios de Impacto Ambiental.

A pesquisa confirma a hipótese de que Caldas Novas e Rio Quente, Goiás, Brasil possuem ações de sustentabilidade dos recursos naturais, mais especificamente das águas termais das piscinas, entre as quais a realização de tratamento das águas de descartes. Porém, as estratégias de uso e reuso das águas termais de Caldas Novas e Rio Quente, embora tenha legislação específica, ainda não são totalmente adequados e seguros. Pois não foi encontrada documentação (registro) de monitoramento e instalação de tratamentos de águas para reuso em todos os empreendimentos das cidades, conforme determinação legal.

Referências Bibliográficas

ALBUQUERQUE, C.; 2010. Caldas Novas além das águas quentes. Caldas Novas: Kelps, 1996, p. 92 apud AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA), Disponibilidade e demandas de recursos hídricos no Brasil. Brasília.

ALMEIDA, R.C.C. e SOUZA, L. F.; 2001. A maravilhosa região das águas termais de Goiás. Caldas Novas, Talento.

ALMEIDA, A. F. & SARMENTO, F. N. M. (coord.); 1998. Parque Estadual da Serra de Caldas Novas - Plano de Manejo. Goiânia: CTE (Centro Tecnológico de Engenharia Ltda), FEMAGO - Fundação Estadual do Meio Ambiente.

ANDRADE, A. M. de & ALMEIDA, L. de.; 2023a. Aquífero Termal de Caldas Novas: monitoramento mensal realizado pelo Departamento Nacional de Produção Mineral-DNPM. Águas Subterrâneas, 26(1). <https://doi.org/10.14295/ras.v26i1.25048>, 2012. Acesso em 12 abr. 2023a.

_____; 2023b. Comportamento do Nível Potenciométrico do Aquífero Termal de Caldas Novas-GO e Medidas de Restrição e Controle Aplicadas pelo Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM). Disponível em: http://sigep.cprm.gov.br/sitio113_impresso. Acesso em 12 abr. 2023b.

ARAÚJO, G. F. de (org.); 2008. Direito ambiental. Editora Atlas, São Paulo.

BRASIL. Constituição da República Federativa do Brasil 1988. Atualizada em 1999. Brasília, DF: Senado.

_____. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA; 2005. Resolução n. 357, 17 de março de 2005. Brasília: MMA.

_____. Conselho Estadual de Recursos Hídricos; 2012. Legislação de recursos hídricos do Estado de Goiás. 1 Ed. Secretaria Estadual do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos. Superintendência de Recursos Hídricos. Goiânia.

CAMPOS, J. E. G., TRÖGER, Uwe, HAESBAERT, F. F.; 2010. Uso de recarga artificial de aquíferos rasos para a sustentabilidade das águas subterrâneas em Caldas Novas. Simpósio e Workshop do Projeto de Preservação das águas termais de Caldas Novas (GO).

_____; 2000. Hidrogeologia aplicada na região de Caldas Novas. Caracterização dos aquíferos e balanço hídrico preliminar. Brasília.

D’LSEP, C. F. M.; 2010. Água juridicamente sustentável. Revista dos Tribunais. São Paulo.

EQUIPE RIO QUENTE; 2023a. Sustentabilidade: o uso consciente da água no Complexo do Rio Quente. Disponível em: <https://www.rioquente.com.br/blog/sustentabilidade-o-uso-consciente-da-agua-no-complexo-do-rio-quente>. Acesso em 19 jun. 2023.

_____; 2023b. Descubra tudo sobre as águas do Rio Quente. Disponível em: <https://www.rioquente.com.br/blog/ descubra-tudo-sobre-as-aguas-do-rio-quente>. Acesso em 19 jun. 2023.

GOMES, N. G. U. A.; 2009. Dupla dimensão do espaço: Rio Quente e suas redes. Dissertação (Mestrado em Geografia), Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia.

CÂMARA MUNICIPAL DO RIO QUENTE; 2023. Legislação lei - Rio Quente. Disponível em: <https://acessoinformacao.camararioquente.go.gov.br/legislacao/lei/id=1>, acesso em abr. 2023.

MINISTÉRIO PÚBLICO DE GOIÁS; 2023. Notícias. Pousada do Rio Quente assume compromisso de fazer adequações em piscinas de ondas. Disponível em: < <http://www.mp.go.gov.br>> acesso em 20 mar., 2023.

MIRANDA, C; 2023. Como é o Parque Estadual da Serra de Caldas Novas PESCAN. Disponível em: <https://vamosporai.com/parque-da-serra-de-caldas-novas/>. Acesso em: 15 de mar. 2023.

SEMARH; 2023. Leis municipais. Secretaria Municipal de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. <http://www.semarrhacaldasnovas.com.br/leis-municipais>, acesso em mar. 2023.

SILVA, M. V. da.; 2015/2023. *O turismo hidrotermal e a reprodução do capital no espaço urbano em Rio Quente/Goiás*. Número Especial da Revista Estudos Geográficos – XII Seminário da Pós-Graduação em Geografia, Rio Claro, 13(0): 27- 49, jan./jun. 2015 (ISSN 1678—698X) Disponível em: <http://www.periodicos.rc.biblioteca.unesp.br/index.php/estgeo>. Acesso em maio 2023.

SOUSA, S. P.; 2011/2023. *Caldas Novas: o uso das águas termais pela atividade turística – das aparências a realidade*. Dissertação de Mestrado, pós-graduação – Geografia da Universidade Federal de Goiás, Campos de Catalão Goiás. 2011. Disponível em: <https://www.google.com/search?q=As+%C3%A1guas+termais+de+Caldas+Novas+e+Rio+Quente+s%>. Acesso em: 21 marc. 2023.

RESÍDUOS SÓLIDOS DE COMUNIDADES RIBEIRINHAS NO MUNICÍPIO DE CARACARAÍ/RR

¹Airlene de Medeiros Carvalho, ²Pedro Alves da Silva Filho, ³Sérgio Luiz Lopes, ⁴Vladimir de Souza, ⁵Francisco Lledo dos Santos, ⁶Jose Evaldo Correia, ⁷Ariane Amorim

¹Universidade Federal de Roraima - UFRR (Profágua), e-mail: medeirosairlene@gmail.com; ²Universidade Federal de Roraima - UFRR (Profágua), e-mail: pedro.filho@ufr.br; ³Universidade Federal de Roraima - UFRR (LEDUCARR), e-mail: serlupez@yahoo.com.br; ⁴Universidade Federal de Roraima (Profágua), e-mail: vladimir.souza@ufr.br; ⁵Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT (Profágua), e-mail: franciscolledo@unemat.br; ⁶Fundação Nacional de Saúde FUNASA/RR, e-mail: jose.evaldo@funasa.gov.br; ⁷Universidade Federal de Roraima - UFRR (Profágua), e-mail: arianeamorim015@gmail.com.

Palavras-chave: Gerenciamento de resíduos; Impactos ambientais; Sustentabilidade.

Resumo

A pesquisa propõe mostrar um recorte do diagnóstico dos resíduos sólidos em comunidades ribeirinhas do estado de Roraima. Tendo como objetivo geral diagnosticar e analisar o gerenciamento dos resíduos sólidos gerados em comunidades ribeirinhas da Amazônia brasileira, apresentando como estudo de caso, o município de Caracará, em Roraima. Como também caracterizar os resíduos sólidos em comunidades ribeirinhas, quanto à geração e à gestão; analisar problemas sociais que ocorrem entre a geração e disposição final dos resíduos sólidos; conhecer o potencial de materiais recicláveis nos resíduos coletados pelo sistema de coleta regular e identificar os principais impactos ambientais gerados nos “lixões” e nos locais de disposição de resíduos sólidos presentes nos municípios. O Estado de Roraima ainda apresenta dificuldades no gerenciamento dos resíduos sólidos, com o advento dos planos municipais de saneamento básico, hoje em fase final de elaboração, através de uma parceria entre a Fundação Nacional de Saúde - FUNASA e a Universidade Federal de Roraima - UFRR. Este cenário poderá ter outra configuração para os próximos anos, não só para o eixo de resíduos sólidos, mas para as demais ações do saneamento básico. Nas áreas ribeirinhas da Amazônia brasileira, o problema ainda é mais agravante, sobretudo pelo fato de não dispor de alternativas mais viáveis tecnicamente, para a disposição final dos resíduos gerados pelos moradores. Baseado nesse propósito, a pesquisa recomenda alternativas capazes de reduzir o problema. Uma das ações possíveis é a busca de tecnologias de disposição final sustentável, considerando as peculiaridades de cada área do município, quanto às dimensões ambiental, sociocultural, política, econômica e financeira, e que, simultaneamente, sejam integradas às demais etapas do Gerenciamento dos Resíduos Sólidos Urbanos - GRSU. Nas cidades brasileiras a frequência de coleta de resíduos é dimensionada conforme a população, tamanho da cidade e o per capita de geração de resíduos. Podendo essa frequência ser ampliada para até 05 vezes/semana o serviço de coleta. Para o município de Caracará/RR, a frequência quinzenal atual não atende, segundo os moradores. Mas um planejamento melhor visando a coleta seletiva e uma educação ambiental voltada para a população poderá sanar essa deficiência. Há que se considerar ainda a capacidade de armazenamento dos resíduos nos domicílios. Nas favelas e em comunidades carentes, as edificações não têm capacidade para armazená-lo por mais de um dia, o mesmo ocorre nos centros das cidades, onde os estabelecimentos comerciais e de serviços, além da falta de local apropriado para o armazenamento, produzem lixo em quantidade considerável. Em ambas as situações é conveniente estabelecer a coleta domiciliar com frequência diária. Constatou-se que queimar ou enterrar os resíduos em um local próximo da moradia é costume nas vilas do baixo rio Branco, mais precisamente em comunidades ribeirinhas da Amazônia brasileira, bem como no meio rural. A queima traz prejuízos ambientais e problemas para a saúde. O impacto ambiental, com base na Resolução Conama N° 001/ 1986, é qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas, dentre outras (BRASIL,1986). A queima representa desperdício de matérias que poderiam ser decompostas ou recicladas. Além disso, as cinzas rapidamente se espalham. Se houver componentes plásticos, o prejuízo é ainda maior, pois a fumaça se torna extremamente tóxica para a saúde humana. A queima de certos plásticos, como PVC, libera poluentes, como furanos e dioxinas, que são composições gasosas cancerígenas. Isso sem citar dióxido de carbono (CO₂), que ocupa o papel central como causador do efeito estufa e das mudanças climáticas decorrentes da sua alta concentração na Atmosfera. A partir da análise da percepção sobre os serviços de coleta e o manuseio dos resíduos sólidos em Caracará, as informações apontam a necessidade de realização de campanhas de esclarecimentos à população de conceitos técnicos sobre manuseio, armazenamento e destino dos resíduos sólidos, assim como sensibilização quanto aos serviços de saneamento básico na cidade para auferir melhor qualidade de vida e proteção do meio ambiente, tanto na sede, zona rural e entre as comunidades ribeirinhas.

Introdução

O gerenciamento de resíduos sólidos urbanos deve ser integrado, ou seja, deve englobar etapas articuladas entre si, desde a não geração até a disposição final, com atividades compatíveis com as dos demais sistemas do saneamento ambiental, sendo essencial a participação ativa e cooperativa do primeiro, segundo e terceiro setores, respectivamente, governo, iniciativa privada e sociedade civil organizada (ZANTA e FERREIRA, 2007).

Segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB), realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2010), a população brasileira é de aproximadamente 192 milhões de habitantes, produzindo diariamente cerca de 126 mil toneladas de resíduos sólidos.

Quanto à destinação final, os dados relativos às formas de disposição final de resíduos sólidos distribuídos de acordo com a população dos municípios, obtidos com a PNSB (IBGE, 2010) indicam que 63,6% dos municípios brasileiros depositam seus resíduos sólidos em “lixões”, somente 13,8% informam que utilizam aterros sanitários e 18,4% dispõem seus resíduos em aterros controlados, totalizando 32,2 %. Os 5% dos entrevistados restantes não declaram o destino de seus resíduos. Verificasse também que a destinação mais utilizada ainda é o depósito de resíduos sólidos a céu aberto na maioria dos municípios com população inferior a 10.000 habitantes, considerados de pequeno porte, correspondendo a cerca de 48% dos municípios brasileiros. Nesses municípios, 63,6% dos resíduos sólidos coletados são depositados em lixões, enquanto 16,3% são encaminhados para aterros controlados.

O Estado de Roraima ainda apresenta dificuldades no gerenciamento dos resíduos sólidos, com o advento dos planos municipais de saneamento básico, hoje em fase final de elaboração, através de uma parceria entre a Fundação Nacional de Saúde e a Universidade Federal de Roraima. Este cenário poderá ter outra configuração para os próximos anos, não só para o eixo de resíduos sólidos, mas para as demais ações do saneamento básico.

Nas áreas ribeirinhas da Amazônia brasileira, o problema ainda é mais agravante, sobretudo pelo fato de não dispor de alternativas mais viáveis tecnicamente, para a disposição final dos resíduos gerados pelos moradores. Baseado nesse propósito, a pesquisa recomendará alternativas sustentáveis para reduzir o problema. Uma das ações possíveis é a busca de tecnologias de disposição final ambientalmente adequada, considerando as peculiaridades de cada área do município, quanto às dimensões ambiental, sociocultural, política, econômica e financeira, e que, simultaneamente, seja integrada às demais etapas do GIRSU.

Material e Método

LÓCUS E DELINEAMENTO DA PESQUISA

A pesquisa foi realizada conforme as seguintes etapas, todas elas por meio de informações coletadas em fontes primárias e secundárias do município, na Companhia de Águas e Esgotos de Roraima - CAER e no Distrito Sanitário Especial Indígena Leste de Roraima (DSEI-Leste) e visitas *in loco* no período de janeiro a junho de 2019. Sendo elas:

a) **1ª ETAPA:** Caracterização da área de estudo e coleta de informações em fontes primárias, tais como IBGE, SNIS, FUNASA, Município de Caracará/RR, e DSEI-Leste/RR. O objetivo desta etapa foi avaliar a evolução do gerenciamento de resíduos sólidos de Caracará/RR e nas suas comunidades ribeirinhas.

b) **2ª ETAPA:** Aplicação de questionário de saneamento básico envolvendo os quatro eixos do saneamento no município em três áreas setoriais: ribeirinhas e sede dos municípios participantes. O objetivo de dividir o município em área setorial, é obter informações em toda a área territorial do município. A aplicação do questionário foi feita durante a realização de mobilizações sociais, conforme **Figura 01**, abordando as questões vivenciadas no cotidiano dos moradores das respectivas vilas, e sobre alternativas viáveis de disposição de resíduos sólidos e de tratamento, etapas que integram a elaboração de Planos Municipais de Saneamento Básico, de acordo com o Termo de Referência para elaboração de Planos Municipais de Saneamento Básico da FUNASA – TR/FUNASA (2019). A mobilização social foi necessária para informar a população sobre a importância do saneamento e do PMSB como ferramentas de gestão, momento em que o município se encontra em fase de elaboração do seu PMSB. A atividade teve as seguintes sequências:

I - Reuniões com a população: de acordo com as áreas setoriais do município de modo a garantir a participação da sociedade. Tendo como público-alvo: representantes de organizações sociais, sindicatos, movimentos religiosos, gestão municipal executiva e legislativa, representantes das prestadoras de serviços de água, esgoto, drenagem e de manejo de resíduos sólidos. Os procedimentos adotados foram: apresentação de questões / problemas sobre os serviços de água, esgoto, drenagem e resíduos sólidos, fazendo uma avaliação dos serviços e apresentando sugestões sobre a prestação dos serviços de acordo com as necessidades locais.

A metodologia proposta constou de 03 momentos: **1º Momento:** Apresentação de palestras e informes sobre as ações do saneamento básico; palestras sobre o saneamento em âmbito municipal feitas por representantes de secretarias do município; palestras sobre o saneamento básico da área setorial, realizadas por um representante de destaque social reconhecido. **2º Momento:** Discussão aberta com o público participante sobre as palestras apresentadas; e o **3º Momento:** Visita fotográfica pela área setorial, analisando as condições de coleta e acondicionamento de resíduos sólidos, drenagem urbana, esgoto e averiguação do fornecimento e tratamento da água a comunidade. Após isso, foi aplicado o questionário participativo com o público presente e em locais representativos da população. **4º Momento:** Ensaio de quarteamento para avaliar a composição gravimétrica dos resíduos sólidos e avaliar o potencial de aproveitamento dos resíduos gerados, conforme detalha a **Figura 2**. Quarteamento é o processo de redução da amostra a pequenas porções representativas da amostra inicial. Esta técnica pode ser manual ou mecânica. Uma das formas de se proceder o quarteamento manual é:

- Colocar a amostra em cima de uma lona plástica limpa, de modo que os resíduos sólidos se disponham sob a forma de um cone;
- Com a ajuda de uma enxada é feita a pressão no vértice da amostra, para tentar obter uma amostra homogeneizada;
- Dividir a amostra em partes iguais (geralmente 4, 8 ou outro número par);

- Retirar metade das partes obtidas (uma sim, uma não), misturando-as e recomeçar o processo até reduzir a amostra ao peso desejado.
- Em seguida, faz-se as medições de cada componente dos resíduos em análise.

É importante que antes de se proceder ao quarteamento as amostras devem ser convenientemente homogeneizadas (Neves, 2008)



Figura 01: Realização de palestra educativa e aplicação do questionário

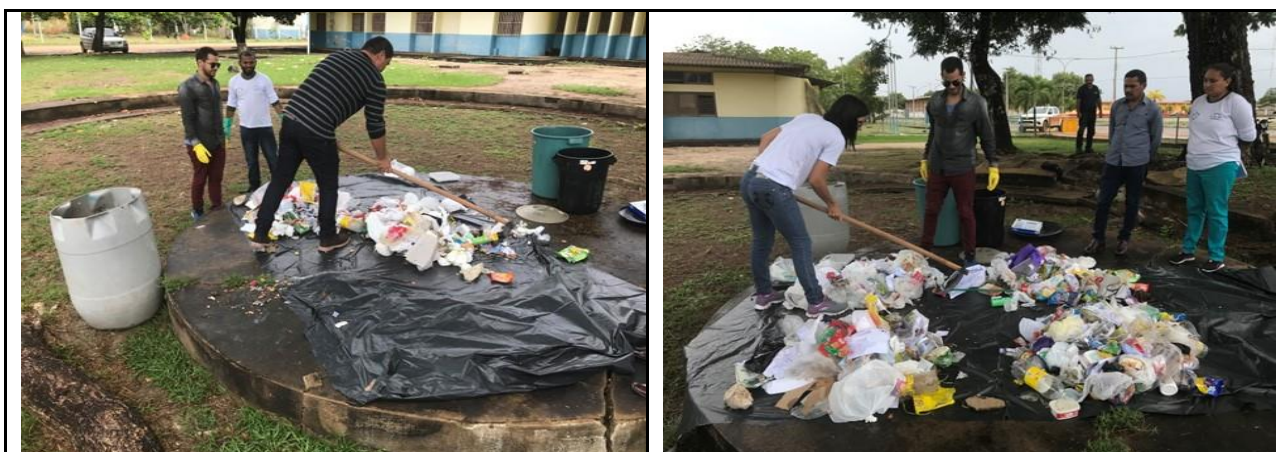


Figura 02: Ensaio de quarteamento - Caracarái/RR

II - Audiências Públicas: discussão e validação do diagnóstico/prognóstico com a sociedade. Todas essas ações tiveram a participação da FUNASA-RR, em especial do Núcleo Intersetorial de Cooperação Técnica - NICT/RR, setor responsável pelo acompanhamento, análise e aprovação dos Planos Municipais de Saneamento de Roraima. A **Figura 03**, detalha a localização da pesquisa.

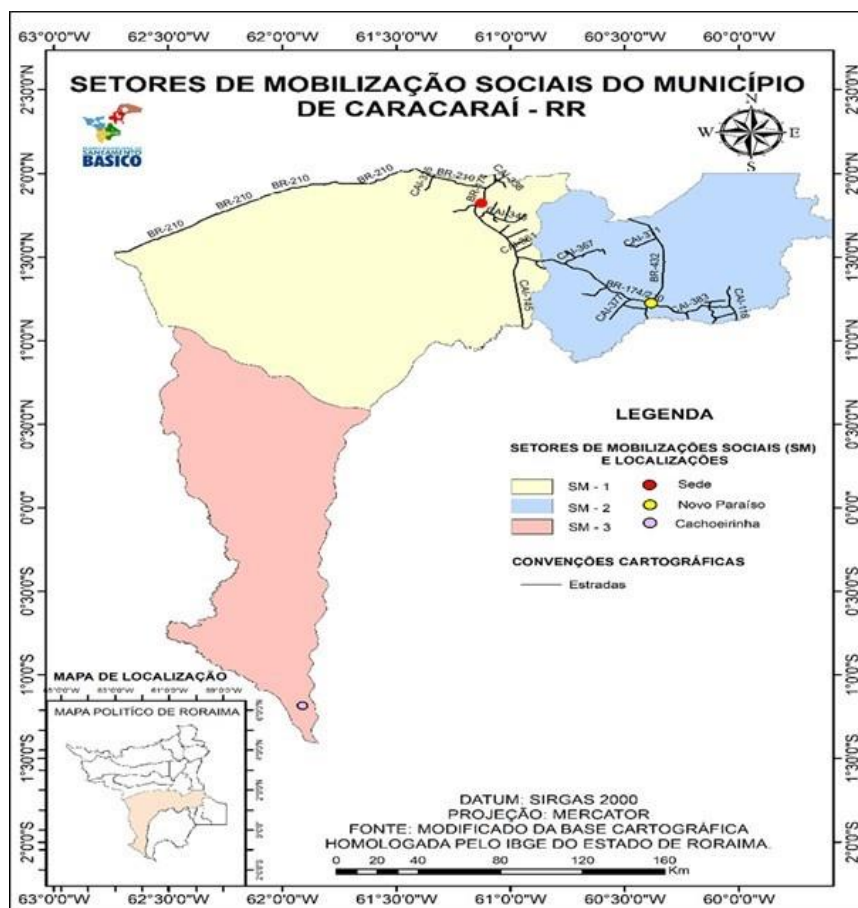


Figura 03: Mapa do Município de Caracará/RR (2019)

c) **3ª ETAPA:** Analisar e avaliar as informações obtidas de todas as fontes primárias e secundárias (questionários), e assim traçar um prognóstico da situação atual do município de Caracará, sobretudo para as comunidades ribeirinhas, no quesito gerenciamento de resíduos sólidos urbanos.

TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS

Os dados encontrados foram estruturados em planilhas Excel, gráficos e tabelas.

Resultados e Discussão

O manejo de resíduos sólidos é uma das ações do saneamento básico que tem uma importância significativa pelo fato de servir de parâmetro de limpeza pública numa cidade e de evitar focos de doenças. Gerenciar essas ações é complexo, exige planejamento detalhado e profissionais qualificados para gerir tais atividades. A limpeza urbana é o mais complexo serviço de coleta de resíduos. Diariamente, toneladas dos mais diversos materiais são removidos para garantir qualidade de vida para a população. Mesmo depois de coletados, estes resíduos necessitam de cuidados especiais com seu transporte e destinação final. Essa limpeza é realizada por intermédio das seguintes atividades:

- Varrição (manual ou mecânica, usando-se varredoiras);
- Raspagem das sarjetas;
- Capinação;
- Lavagem de vias e logradouros, áreas de feiras livres etc.
- Remoção de restos de podações;
- Limpeza de galerias de drenagem;
- Remoção de entulhos;
- Remoção de animais mortos de grande porte.

No município de Caracará/RR, há coleta de resíduos diariamente na sede do município e quinzenalmente nas comunidades rurais, conforme **Figura 04**. Os resíduos são coletados e encaminhados para um aterro controlado municipal. Nas comunidades ribeirinhas do baixo rio Branco o problema se agrava, pois 80% das Vilas não são atendidas com o serviço público de limpeza. Essa problemática é justificada pela distância da sede de Caracará, pelo difícil acesso e pela pouca quantidade gravimétrica gerada. Neste caso, os resíduos são queimados ou enterrados pelos moradores.

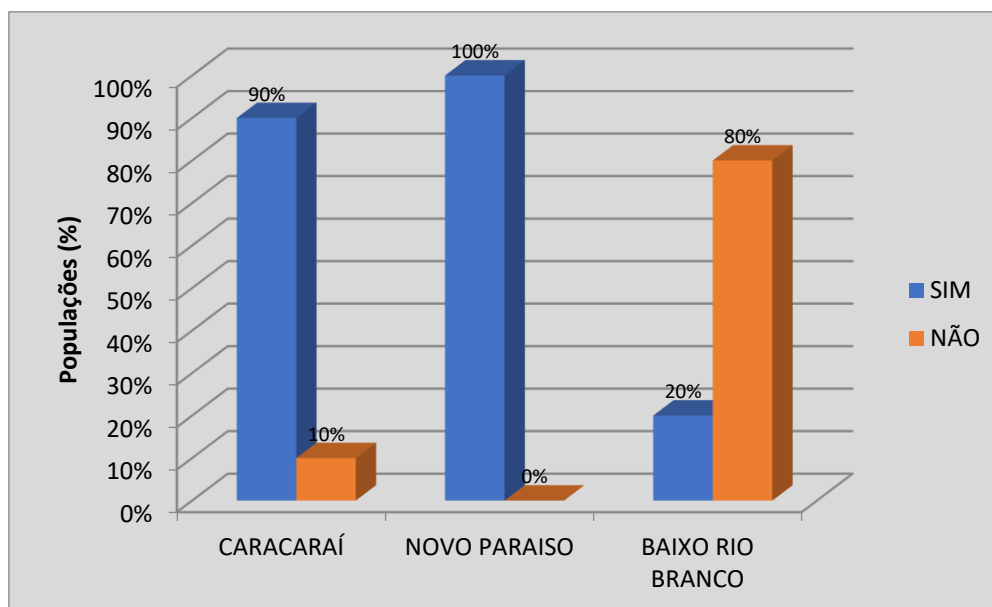


Figura 04: Serviços de coleta de resíduos nas comunidades e Sede – Caracará/RR

Foi constatado que, quando existe atraso do serviço de coleta do município, os moradores das comunidades analisadas dão outros destinos finais para os resíduos sólidos gerados. Conforme **Figura 05**, as alternativas adotadas pelas comunidades rurais compreendem: a queima, principalmente nas Vilas do baixo rio Branco (90%). Já na comunidade Novo Paraíso, os moradores levam os resíduos para o ponto de coleta para ser recolhido pelo transporte municipal (73%). Na sede do município de Caracará, (40%) faz uso da queima e (25%) faz uso de coleta.

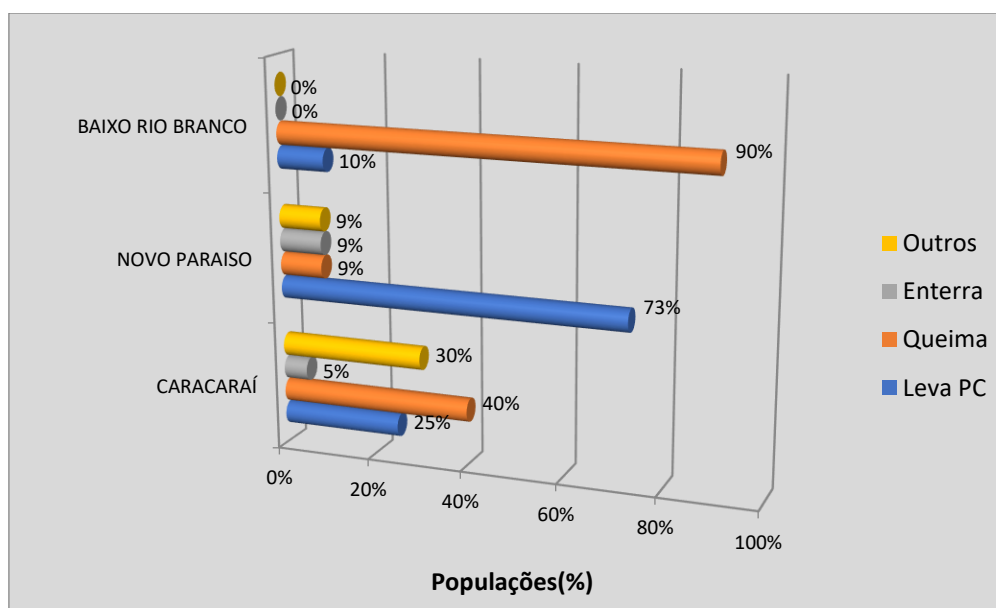


Figura 05: Alternativa de destino final de resíduos sólidos onde não há coleta – Caracará/RR

Queimar ou enterrar os resíduos em um local próximo da moradia é costume nas vilas do baixo rio Branco, mais precisamente em comunidades ribeirinhas da Amazonia brasileira, bem como, no meio rural. A queima traz prejuízos ambientais e problemas para a saúde. O impacto ambiental, com base na Resolução Conama N° 001/ 1986, é qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas, dentre outras (BRASIL,1986). A queima representa desperdício de matérias que poderiam ser decompostas ou recicladas. Além disso, as cinzas rapidamente se espalham, como ilustra a **Figura 6**. Se houver componentes plásticos, o prejuízo é ainda maior, pois a fumaça se torna extremamente tóxica para a saúde humana. A queima de certos plásticos, como PVC, libera poluentes, como furanos e dioxinas, que são composições gasosas cancerígenas. Isso sem citar dióxido de carbono (CO₂), que ocupa o papel central como causador do efeito estufa e das mudanças climáticas decorrentes da sua alta concentração na Atmosfera.



Figura 6: Fumaça encobrendo Vilas ribeirinhas de Caracará

Como impedir a perpetuação desse hábito? A resposta, está relacionada à conscientização, à educação que estimula a adoção de novos padrões de consumo e estilos de vida. Mas, um argumento contrário à queima de lixo que pode pesar bastante é a gravidade que tal conduta passou a ter no sistema penal. Conforme a Lei de Crimes Ambientais (Lei nº 9.605/1998), queimar lixo constitui crime. A lei define que toda poluição gerada em níveis que provoquem (ou possam provocar) danos à saúde humana, a mortandade de animais ou a destruição da flora implica em reclusão de um a quatro anos, além de multa. O lançamento de resíduos sólidos, líquidos, gasosos ou substâncias oleosas, em desacordo com as exigências legais pode resultar em reclusão de até cinco anos.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº 12.305/2010) enfatizou a proibição da queima a céu aberto de resíduos sólidos ou de forma não licenciada. A correta destinação para os resíduos sólidos, também estabelecidos por lei, é muito clara: orgânicos devem ser encaminhados à compostagem, rejeitos aos aterros licenciados, recicláveis à indústria de transformação e resíduos perigosos aos aterros industriais ou devolvidos ao fabricante. Nos casos em que a queima é necessária, existem meios como os incineradores, que consideram a temperatura ideal e a utilização de filtros no tratamento da emissão atmosférica liberada da combustão do resíduo. A incineração é o processo de queima do lixo a altas temperaturas com o objetivo de reduzir o volume de lixo. O principal problema desse procedimento é a poluição do ar devido aos gases liberados durante a combustão e a resíduos que passam pelos filtros e não são capturados. Tais transtornos são, em sua maioria, gerados por mão de obra desqualificada e não como consequência direta do processo.

A falta da implantação do Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos do município de Caracará impede que haja uma solução para esse setor do saneamento, de forma participativa. São realidades que precisam de maior atenção do poder público, dos ribeirinhos e do setor privado. Todos são responsáveis pelo ciclo de vida dos resíduos gerados. A gestão e o gerenciamento de resíduos sólidos são a base da Lei Federal nº 12.305/ 2010, que norteia a Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010).

A **Figura 07** mostra o cenário encontrado em Caracará/RR para as ações de manejo de resíduos sólidos. É necessário um trabalho maior de educação ambiental nas escolas, nas comunidades, estabelecimentos comerciais etc. O lixo como frisado anteriormente é um meio de propagação de doenças, e também caracteriza uma cidade pela sua limpeza, planejamento e organização.



Figura 07: Situação atual dos manejos de resíduos sólidos – Caracará/RR. Sendo: A = Novo Paraíso; B= Comunidades baixo rio Branco; C e D = sede de Caracará

No que se referiu ao atendimento/frequência que o caminhão coletor de resíduos alcança as comunidades, a **Figura 08** mostra a insatisfação no atual planejamento de coleta que é realizada quinzenalmente pelo município. Na sede, 45% concordam com a periodicidade das coletas, contra 70% dos moradores de comunidades ribeirinhas no baixo rio Branco.

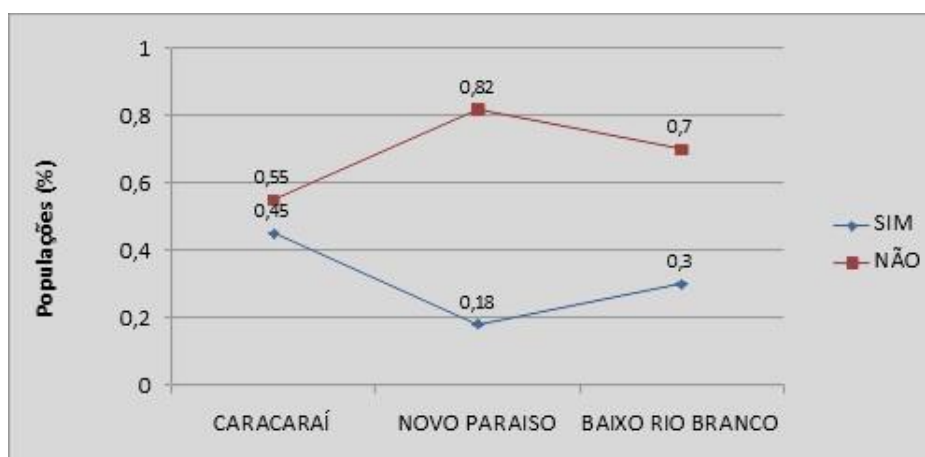


Figura 08: Gráfico sobre a insatisfação dos moradores das comunidades visitadas referentes a frequência na coleta de resíduos pelo município – Caracará/RR

Nas cidades brasileiras a frequência de coleta de resíduos é dimensionada conforme a população, tamanho da cidade e o per capita de geração de resíduos. Podendo essa frequência ser ampliada para até 05 vezes/semana o serviço de coleta. Para o município de Caracará/RR, a frequência quinzenal atual não atende, segundo os moradores, mas um planejamento melhor visando a coleta e uma educação ambiental voltada para a população poderá sanar essa deficiência.

Segundo o IBAM (2010), a frequência mínima de coleta admissível em um país de clima quente como o Brasil é de três vezes por semana. Há que se considerar ainda a capacidade de armazenamento dos resíduos nos domicílios.

Nas favelas e em comunidades carentes, as edificações não têm capacidade para armazená-lo por mais de um dia, o mesmo ocorre nos centros das cidades, onde os estabelecimentos comerciais e de serviços, além da falta de local apropriado para o armazenamento, produzem lixo em quantidade considerável. Em ambas as situações é conveniente estabelecer a coleta domiciliar com frequência diária.

No município de Caracará-RR, o local da disposição final dos Resíduos Sólidos (sede), fica distante 15,5km do perímetro urbano, denominada lixeira municipal. Está a 4km do lado esquerdo após a ponte sobre o rio Branco, na BR-174, sentido Manaus. O local de deposição dos resíduos sólidos do município começou a receber o material no ano 2005, anteriormente à área era coberta pela floresta.

Em estudos realizados no município, a composição gravimétrica dos resíduos gerados para a (sede), são os mostrados na **Figura 09**. O ensaio de quarteamento no município possibilitou diagnosticar a sua composição gravimétrica, tendo como principais composições, os percentuais mostrados nas **Figuras 09 e 10**. Nessa composição tem-se podas (galharias, resíduos de podas de árvores e folhas); RSS (resíduos de serviços de saúde); alumínio (latas em alumínio de refrigerantes e outras bebidas); material inerte (isopor, fraudas descartáveis, embalagem tetra Park) e outros (areias, pedras).

Composição Gravimétrica de Caracará/RR - Sede (%)

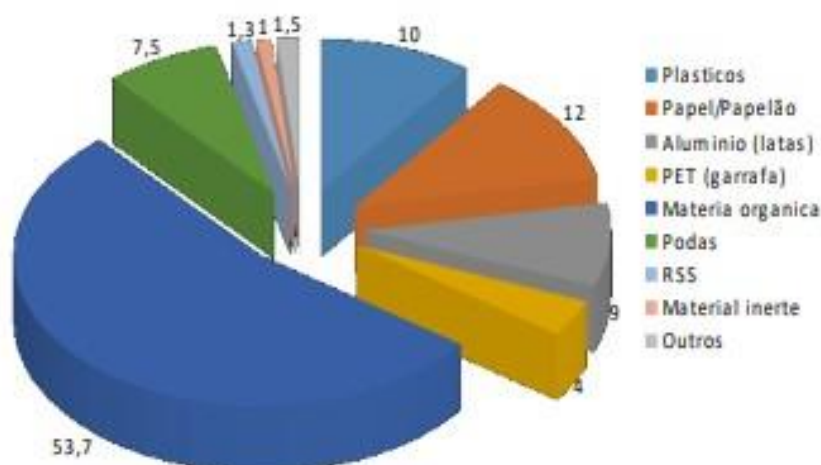


Figura 09: Gráfico da média da composição gravimétrica da sede do município de Caracará/RR

A composição gravimétrica foi realizada para resíduos domésticos, ensaio realizado em agosto de 2019, com volume da amostra de 0,40m³ e peso de 118kg. Com esses valores, foi possível obter o peso específico dos resíduos, uma vez que o peso específico é calculado pelo peso específico da amostra/volume da amostra, correspondendo um valor de 295kg/m³.

Para estimar a produção total diária, mensal e anual de RSU, adotou-se o índice *per capita* de 0,91 kg/hab dia, considerando uma renda média na faixa de R\$701 a R\$800 reais e população de até 15.000 habitantes. Conclui-se que para uma população urbana de 4.079 habitantes (PMC, 2018) há uma geração diária em torno de 13,65 toneladas por dia ou de 409,5 toneladas de resíduos sólidos por mês.

Para as comunidades ribeirinhas de Caracará/RR, a **Figura 10** mostra a composição gravimétrica. Uma grande parcela dos resíduos gerados é aproveitada na coleta seletiva, porém, esse tipo de segregação não é adotado, o que sugere, antes de sua implantação, o uso da educação ambiental para os ribeirinhos.

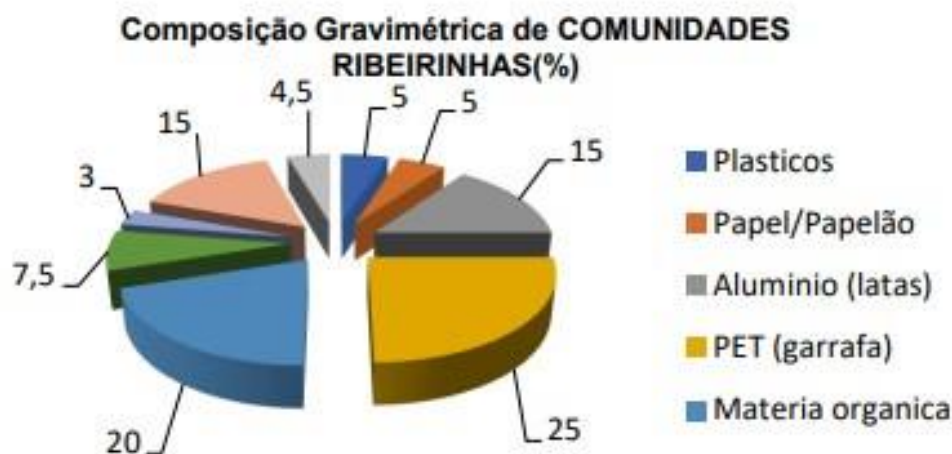


Figura 10: Gráfico da composição gravimétrica – Comunidades Ribeirinhas - Caracará/RR

Os resíduos sólidos urbanos coletados no município são dispostos na área a céu aberto, sendo esta área de propriedade do município. O trajeto até a área se faz por vias de asfaltada (BR-174 sentido Manaus) e entrada de acesso em estrada de barro batido, considerando assim, um acesso favorável.

Esta área que é de propriedade do município não possui nenhum tipo de licenciamento para esta atividade de disposição de resíduos, recebendo cerca de 409,5 toneladas de resíduos sólidos por mês. A área do aterro controlado (lixão) não dispõe de instalação administrativa, balança, vigilância. Na foto não foi observada presença de animais, tais como cachorro e urubus. No entanto, a queimada é um indício de irregularidade ambiental que precisa ser corrigido, a partir de um projeto adequado de recolhimento, destinação e armazenamento dos resíduos sólidos. Há a presença de moradores no entorno, e a Prefeitura faz uso da queima dos resíduos, sob a justificativa de reduzir o volume de resíduos depositados no atual lixão, conforme visto acima. Neste aterro controlado (lixão) é realizada a abertura de valas sem impermeabilização, onde os resíduos são lançados com um trator de esteira, e quando a vala fica totalmente preenchida é realizada a compactação com maquinário a cobertura com material de reaterro retirado das escavações das valas e a prática da queima. Como em qualquer lixão também não há sistema de drenagem e remoção de percolato, sistema de drenagem de gás e sistema de tratamento de percolato. Todavia, quando da visita ao aterro, as valas escavadas estavam cobertas pela vegetação e totalmente coberta por fumaças, devido a queima de resíduos sólidos. Na **Figura 11** pode-se observar a forma como os resíduos domésticos encontram-se dispostos.



Figura 11: Destinação final dos resíduos sólidos de Caracaraí-RR (Sede)

Sobre a avaliação da população quanto a política de resíduos sólidos, dados obtidos através dos questionários aplicados, temos as análises sintetizadas em 18 (dezoito) perguntas à população de Caracaraí, onde foram perguntadas como “na sua cidade/comunidade existe o serviço de coleta de resíduos sólidos (lixo)?” 74,87% afirmaram que há serviço de coleta de resíduos sólidos no município, enquanto 15,51% dos entrevistados afirmaram não existir serviço de coleta e 6,95% não souberam responder, **Figura 12**. Ainda sobre a regularidade do serviço de coleta, 33,16% afirmaram que a frequência da coleta é de uma vez por semana e 32,62% relataram ter coleta duas vezes por semana.

44. Na sua cidade/comunidade existe o serviço de coleta de resíduos sólidos (lixo)?

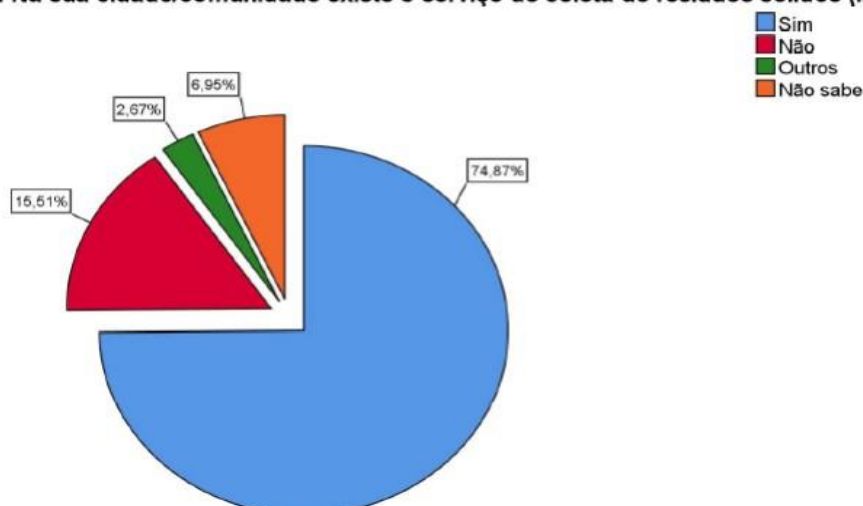


Figura 12: Gráfico referente ao serviço de Coleta de Resíduos Sólidos

Também foi perguntado: “Você tem costume de queimar os resíduos sólidos gerados em sua casa/comunidade?” 50% dos respondentes afirmaram não utilizar a queima de seus resíduos sólidos, enquanto 38,17% afirmaram que fazem o uso da queima dos resíduos sólidos, **Figura 13**.

54. Você tem costume de queimar o resíduo sólido (lixo) gerado em sua casa/comunidade?

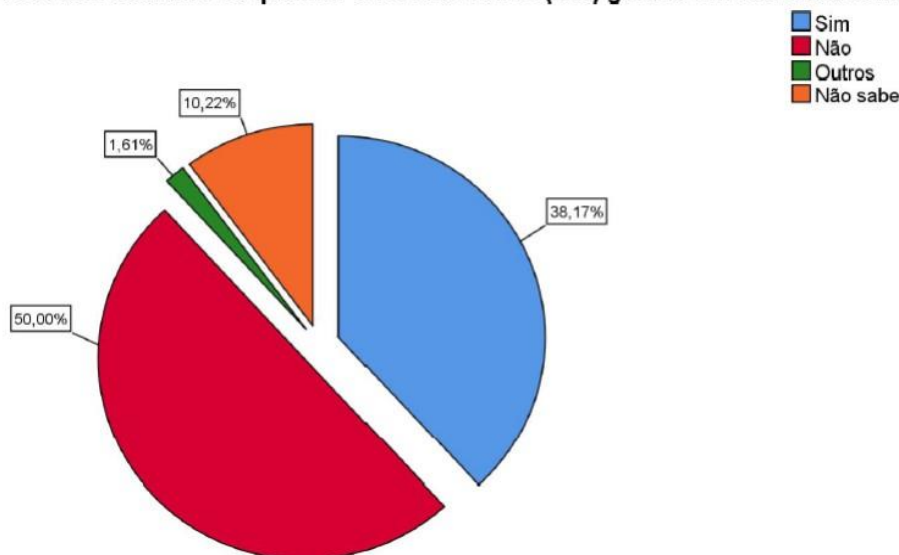


Figura 13: Gráfico sobre a queima de Resíduos Sólidos

Outro questionamento foi se “existe algum tipo de coleta seletiva na sua cidade/comunidade?” 57,53% dos entrevistados afirmaram que não há coleta seletiva no município, e 33,87% não souberam responder se há a existência de coleta seletiva. Já 8,06% afirmaram que há coleta seletiva, **Figura 14**.

60. Existe coleta seletiva na sua cidade/comunidade?

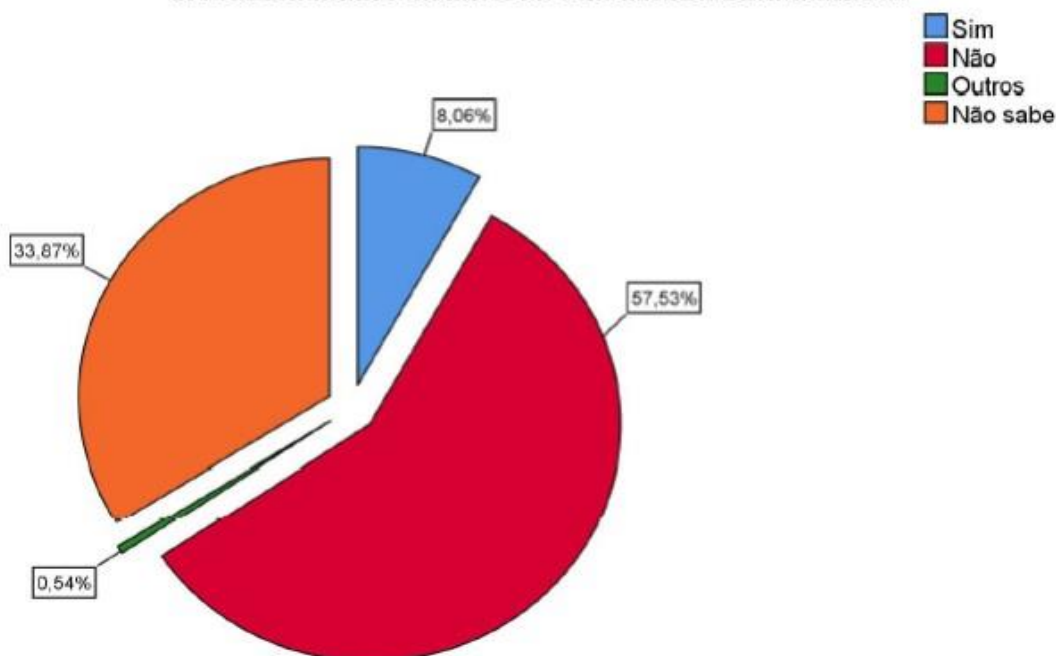


Figura 14: Gráfico sobre a Coleta Seletiva

A partir da análise da percepção sobre os serviços de coleta e o manuseio dos resíduos sólidos em Caracará, as informações apontam a necessidade de realização de campanhas de esclarecimentos à população de conceitos técnicos sobre manuseio, armazenamento e destino dos resíduos sólidos, assim como sensibilização quanto aos serviços de saneamento básico em sua cidade para auferir melhor qualidade de vida e proteção do meio ambiente, tanto na sede, quanto na zona rural e entre as comunidades ribeirinhas.

Considerações Finais

- A pesquisa mostrou evidências e carências na área de resíduos sólidos no município de Caracaraí, sendo:
- Falta de transporte e destinação de todas as tipologias de resíduos;
 - Necessidade urgente de um aterro sanitário municipal, capaz de atender toda a demanda de resíduos sólidos gerados nas áreas circunvizinhas à sede;
 - Ausência de coleta seletiva para atendimento dos municípios;
 - Não existem dados dos gastos reais com o manejo de todas as tipologias de resíduos no âmbito municipal;
 - O município não realiza o controle dos geradores de resíduos e de seus transportadores;
 - Equipe de fiscalização é pequena para a realização de todas as atividades;
 - Falta integração entre os bancos de dados das Secretarias Municipais;
 - Necessidade de uma legislação municipal sobre o gerenciamento, política e entendimento em relação aos resíduos gerados no município;
 - Não há definição das responsabilidades sobre a gestão da logística reversa de resíduos no município;
 - Ausência de um Sistema de Gestão Integrada de Resíduos;
 - Não vinculação de licenças municipais com a comprovação de destinação adequada de resíduos dos empreendimentos comerciais;
 - Necessidade de implantação de aterros controlados nas vilas de maiores populações;
 - Não há políticas públicas para gestão de resíduos sólidos para as comunidades ribeirinhas e rurais do município, e na sede, o gerenciamento é deficitário.

Agradecimentos

À Universidade Federal de Roraima e ao Grupo de Pesquisa SARI- Saneamento Amazônico, Rural e Indígena.

Referências

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - Conama. **Resolução nº 357**, de 17 de março de 2005. Alterada pela Resolução 410/2009 e pela 430/2011. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 18 de março de 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 14 de agosto de 2015.

BRASIL. **Lei nº 12.305**, 2 de agosto de 2010. Dispõe sobre a Política Nacional de Resíduos Sólidos e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/Lei/L12305.htm. Acesso em: 01 mar. 2022.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente – Conama. **Resolução nº 001**, de 23 de janeiro de 1986. Trata das definições, as responsabilidades, os critérios básicos e as diretrizes gerais para uso e implementação da Avaliação de Impacto Ambiental como um dos instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/MMA/RE0001-230186.PDF>. Acesso em: 16 dez. 2022.

BIDONE, Ricardo Figueira. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por um sistema composto por filtros anaeróbios seguidos de banhados construídos: Estudo de caso – Central de Resíduos do Recreio, em Minas do Leão/RS**. São Paulo: Blucher Acadêmico, 2008.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão dos resíduos da construção civil. Resolução nº 307 de 5 de julho de 2002**. Publicada no DOU no 136, de 17 de julho de 2002, Seção 1, páginas 95-96.

DISEI – Leste – **Distrito Sanitário Indígena do Leste de Roraima**. SINP – Sistema de Informação – março de 2019.

ECOEFICIENTES.COM.BR/2019.Site visitado em 15 de agosto de 2019.

FEAM (Fundação Estadual do Meio Ambiente). **Classificação e Panorama da Destinação dos Resíduos Sólidos Urbanos em Minas Gerais – 2008**. Belo Horizonte: FEAM. 12p. 2008.
file:///F:/01%20%20PRODUTO%20C%20FINALIZADOS/relatorioanualdeepidemiologia_2016.pdf.

FUNASA. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de Saneamento**. 4ª edição. Brasília: 2015.

FUNDAÇÃO GETÚLIO VARGAS. **Programa Canalha Norte, Município de Caracaraí-RR**. Brasília, 2004.

GOLDEMBERG, J. CORTEZ, C. L. **Resíduos Sólidos. Logística Reversa. O que o empresário do comércio e serviços precisa saber e fazer**. Fecomercio São Paulo. 2014.

IBAM. Instituto Brasileiro de Administração Municipal. **Manual de Gerenciamento Integrado de resíduos sólidos** / José Henrique Penido Monteiro ... [et al.]; coordenação técnica Victor Zular Zveibil. 628.4 (CDD 15.ed.). 200 p.

IBGE. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. 2010. Rio de Janeiro: IBGE. Disponível em: www.ibge.gov.br. Acesso: 20/06/2019.

SILVA, J.D.; COSTA, R.H.R.; MATIAS, W.G.; CASTILHOS-JUNIOR, A.B. **Avaliação da Toxicidade de Lixiviados de Aterro Sanitário em Sistema de Lagoas de Estabilização com Testes de Toxicidade Aguda (Daphnia magna)**. *Revista DAE*, v. 189, p. 40-49, 2012.

SPERLING, Marcos Von. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 3. Ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; UFMG, 2005. Vol.1

A DELIMITAÇÃO ÁREAS APTAS À URBANIZAÇÃO EM LAGOA DOURADA (MG)

¹Victor Henrique Resende Lima, ²Benedito Cláudio da Silva

¹ Universidade Federal de Itajubá – UNIFEI, e-mail: d2021100870@unifei.edu.br; ² Universidade Federal de Itajubá – UNIFEI, e-mail: silvabenedito@gmail.com

Palavras-chave: Zoneamento, Meio ambiente, Expansão urbana.

Resumo

A urbanização é considerada como uma classe de uso do solo que vem ocorrendo de forma acelerada e descontrolada, trazendo vários problemas socioeconômicos para as cidades brasileiras. A preocupação com as questões ambientais não é adequadamente levada em consideração em alguns desses processos, sendo constatado a degradação dos recursos naturais e impactando significativamente a sociedade, principalmente a população de baixa renda, que enfrenta diariamente adversidades no convívio com complicações características de países desenvolvidos: problemas psicossociais, elevados índices de doenças crônicas-degenerativas e poluição ambiental. Assim, objetiva-se com o presente estudo, realizar o zoneamento de áreas aptas à expansão urbana em Lagoa Dourada (MG) com intuito de promover o ordenamento territorial e preservação ambiental. A delimitação da área de estudo está inserida no município de Lagoa Dourada, Minas Gerais, utilizou-se com referência as camadas vetoriais Mancha Urbana de Minas Gerais para o ano de 2015, Vulnerabilidade do solo (VS), Exposição do solo (ES), Qualidade ambiental (QA), Áreas prioritárias para recuperação (APPR) e Mapa de solos (MS), obtidos pela Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SISEMA, 2023), no formato Shapefile, Datum SIRGAS 2000 e código 4674 da *European Petroleum Survey Group* (EPSG). Os dados de declividade (matriciais) com elementos expressos em porcentagem (%) estão no formato *GeoTiff* (raster), Datum WGS84 e código 4326 da EPSG com pixel de resolução de 30 por 30 metros, do projeto TOPODATA do INPE. Com o emprego do Sistema de Informação Geográfica (SIG) de código aberto QGIS, versão 3.10.5, o raster e os dados vetoriais foram reprojatados para o Datum SIRGAS 2000, Fuso UTM (Universal Transversa de Mercator) 23 Sul, código número 31983 da EPSG. Para delimitar a área de interesse do estudo, foi utilizado o arquivo vetorial contendo a mancha urbana reprojatada para SIRGAS 2000 F23 S e mantida apenas a feição contida no município de Lagoa Dourada (MG), as manchas urbanas das outras cidades foram retiradas, e depois foi aplicado um buffer (bordeado) de 2 km. O arquivo da declividade convertido para SIRGAS 2000 F 23 S foi recortado com a camada mascara a área de interesse e depois reclassificado para definir a pontuação em relação a aptidão a urbanização: maior que 47 % (0), 0 a 2 % (1), 30 a 47 % (2), 12 a 30 % (3), 5 a 12 % (4) e 2 a 5 % (5). As demais variáveis analisadas, APPR, ES, QA e VS também receberam as pontuações de 0 (não recomendável), (1) baixa aptidão, (3) média aptidão, (4) alta aptidão e (5) muito alta aptidão. Para definir os pesos e a influência das variáveis na aptidão à urbanização, foi utilizado o método *Analytic Hierarchy Process* (AHP), e utilizada a calculadora raster para realizar a operação com as camadas rasterizadas e DECL com expressão de cálculo usando os pesos encontrados na matriz de comparação para a par dos critérios. Por fim, o arquivo raster gerado passou por preenchimento de dados, utilizando ferramentas de análise de raster do QGIS e depois convertida para vetor, no formato *Shapefile*, sistema de projeção SIRGAS 2000, Fuso 23 S, código 31983 da EPSG. Em seguida, foram mescladas as feições do arquivo *Shapefile* que demonstra a aptidão a urbanização, utilizando os intervalos definidos na Tabela 7 e feito o cálculo de áreas. Como resultados, não foi observado na área de estudo nenhuma localidade que possua aptidão muito baixa para urbanização, encontrou-se 18,82 hectares (ha) (0,57 % da área) de baixa aptidão, 175,80 ha (5,31 %) de média aptidão, 2.674,58 ha de alta aptidão (80,85 %) e 438,79 ha (13,27 %) de muito alta aptidão. A ocorrência de áreas com baixa e média aptidão à urbanização é predominantemente nos fragmentos de vegetação nativa e seus arredores, isso se deve ao fato de que a prioridade para recuperação e exposição do solo são baixos e a qualidade ambiental seja alta nessas regiões, o que reduz a aptidão a urbanização. Os resultados aqui apresentados podem servir de embasamento para gestores municipais planejarem ações e políticas de expansão urbana em função das localidades melhor caracterizadas, porém se faz necessário a vistoria dos locais para constatação da aptidão de uso de solo da área.

Introdução

A disseminação urbana se consolida principalmente em áreas já desmatadas, tendo grande destaque para as áreas de cultivo, desse modo, a mudança na cobertura vegetal não é uma causa instantânea. Assim, a urbanização é considerada como uma classe de uso do solo, cuja orientação se dá de forma espacial, onde é observada a redução de intensidade e impactos, à medida que se distancia dos centros urbanos, cujos efeitos não se restringem ao núcleo urbano (CÔRTEZ; JUNIOR, 2021).

A urbanização ocorrendo de forma acelerada e descontrolada trouxe vários problemas socioeconômicos para as cidades brasileiras, culminando no processo de êxodo rural para aqueles que buscavam trabalho e melhores condições de vida. Como resultado, observou-se a formação de favelas, cortiços e loteamentos irregulares ou clandestinos, fruto das condições que eram um empecilho para a construção de moradias adequadas à legislação das cidades, tais como: mercado de terra, políticas elitistas, maioria da população com baixa renda e leis vigentes (ZAZYKI; et al., 2021).

A preocupação com as questões ambientais não é adequadamente levada em consideração em alguns processos de

urbanização, sendo constatado que a degradação dos recursos naturais, principalmente com o lançamento de efluentes e descarte de resíduos sólidos em cursos d'água da cidade, sendo as principais consequências da criação de bairros em processo acelerado e desordenado de expansão urbana (BEZARRA; SOUZA, 2021)

Além de afetar o meio ambiente, o desenvolvimento urbano impacta significativamente a sociedade, principalmente a população de baixa renda, que enfrenta diariamente adversidades no convívio com complicações características de países desenvolvidos: problemas psicossociais (consumo de drogas, criminalidade, doenças mentais), elevados índices de doenças crônicas-degenerativas e poluição ambiental decorrente de industrialização, transporte, setor energético e inovação tecnológica. Em contrapartida, o acometimento de doenças infectocontagiosas e outras resultantes do fornecimento insuficiente de serviços são os principais desafios vivenciados pelos países pobres (COSTA; LOBATO; CAÑETE, 2020)

O surgimento de tecnologias inovadoras atua para suprir as demandas ambientais urgentes e o replanejamento urbano contribui para que empresas privadas e gestores públicos produzam um planejamento estratégico de condutas para uma moderna infraestrutura para as cidades (DIAS; OLIVEIRA, 2021).

Diante dessa problemática envolvendo a urbanização com a questão socioambiental, a elaboração de metodologias que levem em consideração produtos de sensoriamento remoto, tomando informações de mapas de inundação, densidade populacional, tipologia de solo e declividade, permitem a identificação de áreas preferenciais para intervenção e possibilitem a adoção de procedimentos de desenvolvimento urbano de baixo impacto. (SASAKI; et al., 2021).

Com isso, em decorrência das adversidades socioambientais causadas pela falta de planejamento na urbanização, objetiva-se com o presente estudo, realizar o zoneamento de áreas aptas à expansão urbana no município de Lagoa Dourada (MG) com intuito de promover o ordenamento territorial e preservação ambiental.

Material e Métodos

Para delimitação da área de estudo, foi utilizado o município de Lagoa Dourada, Minas Gerais, Brasil, que possui população estimada em 13.115 habitantes para o ano 2021 e área de 476.693 km² (IBGE, 2023). Os limites do município e a sua localização entre os entes da federação estão demonstrado na Figura 1.

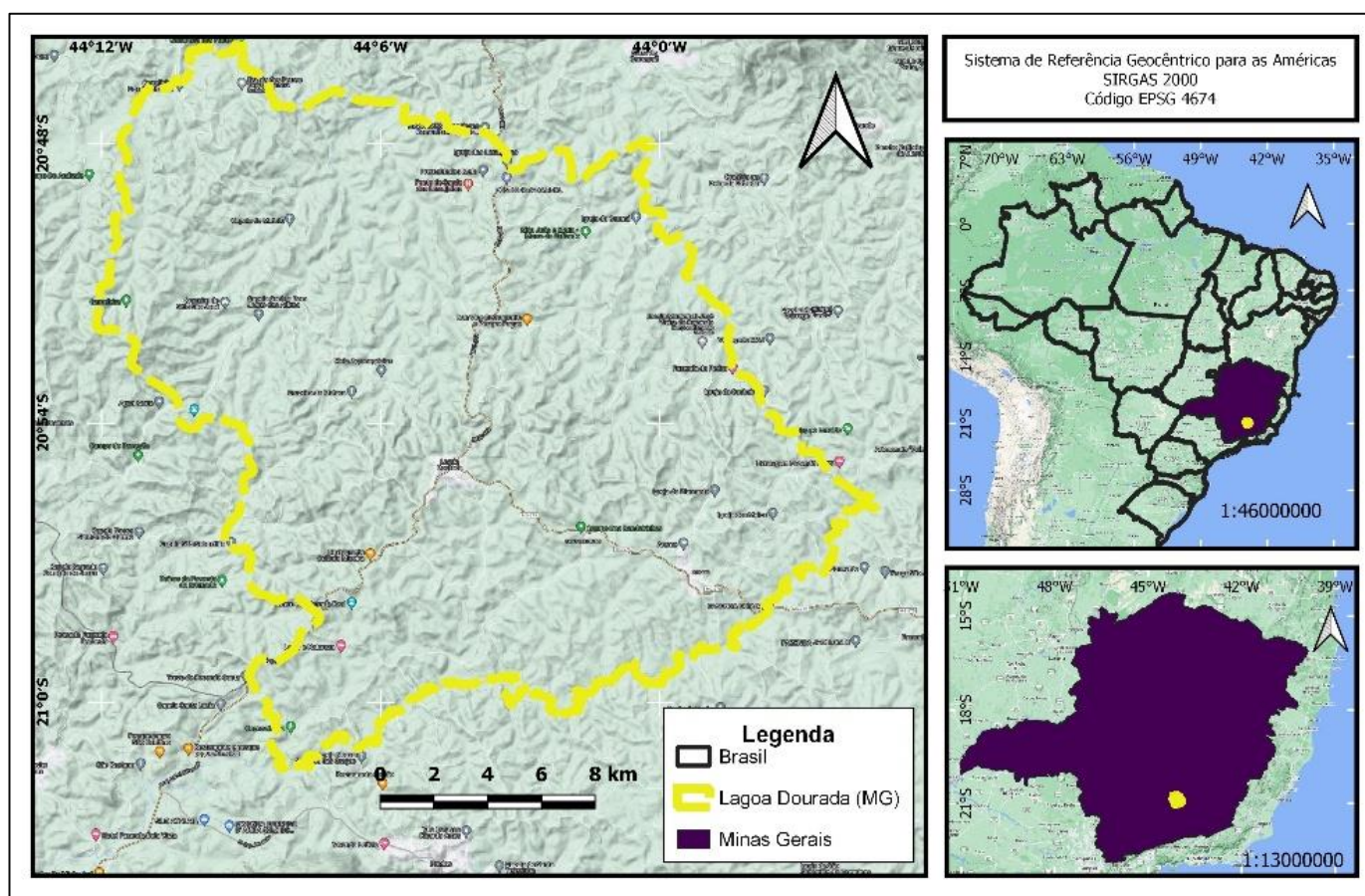


Figura 1: Localização e limites municipais de Lagoa Dourada (MG).

Fonte: Adaptado de Google Labels (2023), Google Terrain (2023), IBGE (2022) e SISEMA (2023).

A partir da Tabela 1, é possível observar algumas características e variáveis hidrológicas, meteorológicas, territoriais e de planejamento nas quais o município de Lagoa Dourada (MG) está inserido.

Características e variáveis regionais	Fonte
Precipitação anual média entre 1400 e 1500 mm	(ANA, 2023)
Bacias Federais do Rio Grande e Rio São Francisco	IGAM (2023)
UPGRH GD 2 - CBH Vertentes do Rio Grande e SF 3 - CBH do Rio Paraopeba	IGAM (2023)
Classificação climática de Köppen é Cwa, clima temperado húmido com inverno seco e verão quente	(MARTINS et al., 2018)
Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (LVAd 10) e Cambissolo Háplico Tb Distrófico (CXbd 1 e CXbd 13)	SISEMA (2023) e EMBRAPA (2018)
Unidades de compartimentos de relevo o Planalto Centro-Sul Mineiro, Planalto dos Campos das Vertentes e Planalto de Oliveira	SISEMA (2023)
Zona Tropical Brasil Central, mesotérmico brando, média entre 10 e 15°C, semi-úmido e de 4 a 5 meses secos	SISEMA (2023)
Índice de umidade de Thornthwaite Úmido B2 ($40 \leq Iu < 60$)	SISEMA (2023)

Tabela 1: Dados regionais de Lagoa Dourada (MG).

Para estudar a parte urbanizada e de expansão urbana do município, utilizou-se com referência as camadas vetoriais Mancha Urbana de Minas Gerais para o ano de 2015, Vulnerabilidade do solo (VS), Exposição do solo (ES), Qualidade ambiental (QA), Áreas prioritárias para recuperação (APPR) e Mapa de solos (MS), obtidos de forma gratuita pela Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SISEMA, 2023), no formato *Shapefile*, Datum SIRGAS 2000 e código 4674 da *European Petroleum Survey Group* (EPSG). Por meio da Figura 2 é possível observar a mancha urbana de Lagoa Dourada (MG).

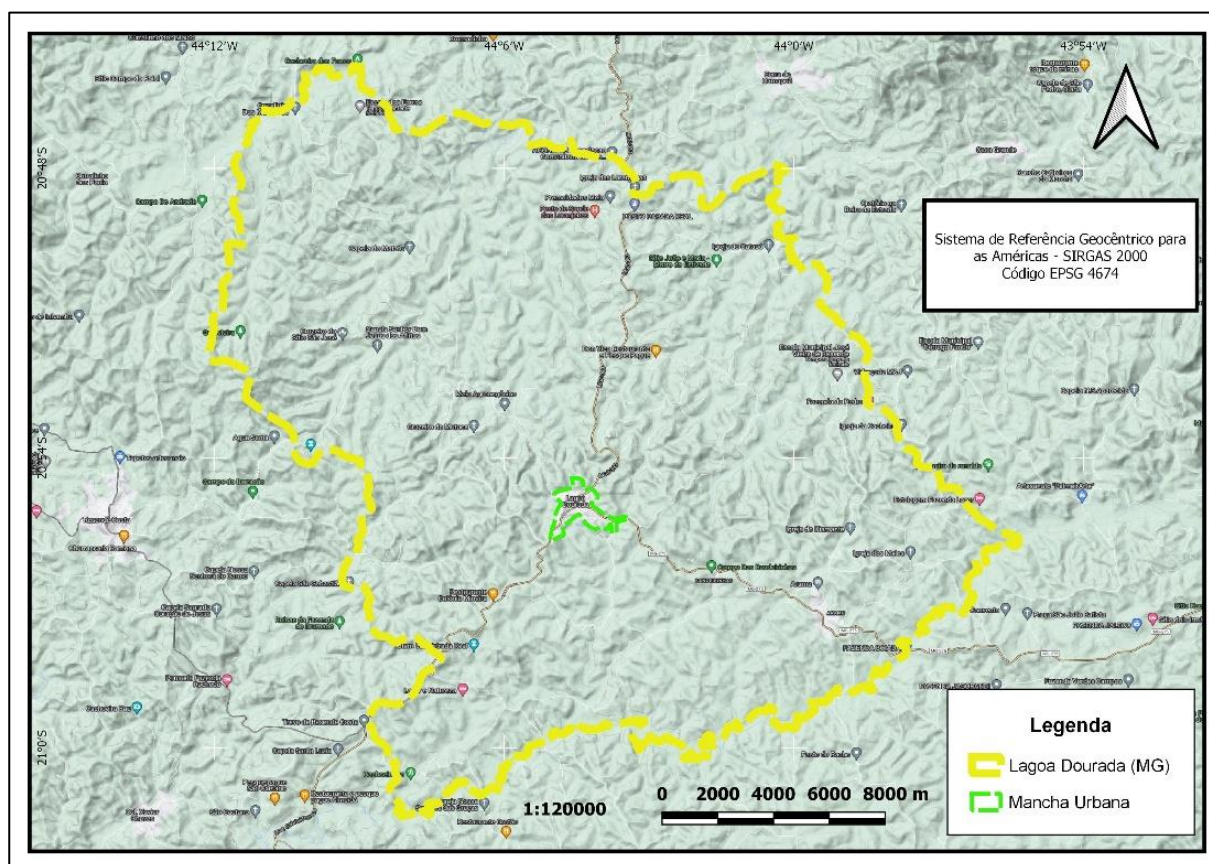


Figura 2: Mancha urbana de Lagoa Dourada (MG).

Fonte: Adaptado de Google Labels (2023), Google Terrain (2023) e Sisema (2023).

Para avaliar a declividade, foram utilizados dados matriciais com elementos expressos em porcentagem (%) no formato *GeoTiff* (raster), Datum WGS84 e código 4326 da EPSG, com informação estruturada em quadrículas e pixel de resolução de 30 por 30 metros, do projeto TOPODATA - Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil da Divisão de Sensoriamento Remoto do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, gerados a partir da *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) (INPE; 2023).

Com o emprego do Sistema de Informação Geográfica (SIG) de código aberto QGIS, versão 3.10.5, o arquivo raster obtido por meio do portal TOPODATA e os dados vetoriais do IDE SISEMA foram reprojetoados para o Datum SIRGAS 2000, Fuso UTM (Universal Transversa de Mercator) 23 Sul, código número 31983 da EPSG.

Para definir a área do zoneamento de aptidão para urbanização, foi utilizada a camada vetorial com a mancha urbana reprojetoada para SIRGAS 2000 F23 S e foi deixada somente a feição que abrangia o município de Lagoa Dourada (MG), as demais manchas urbanas foram removidas. Posteriormente, foi aplicado um *buffer* (bordoado) de 2 km com configuração de 10 segmentos, para representar as principais regiões onde possa ocorrer a expansão urbana. A Figura 3 apresenta a área de interesse para o estudo sobre aptidão para a urbanização.

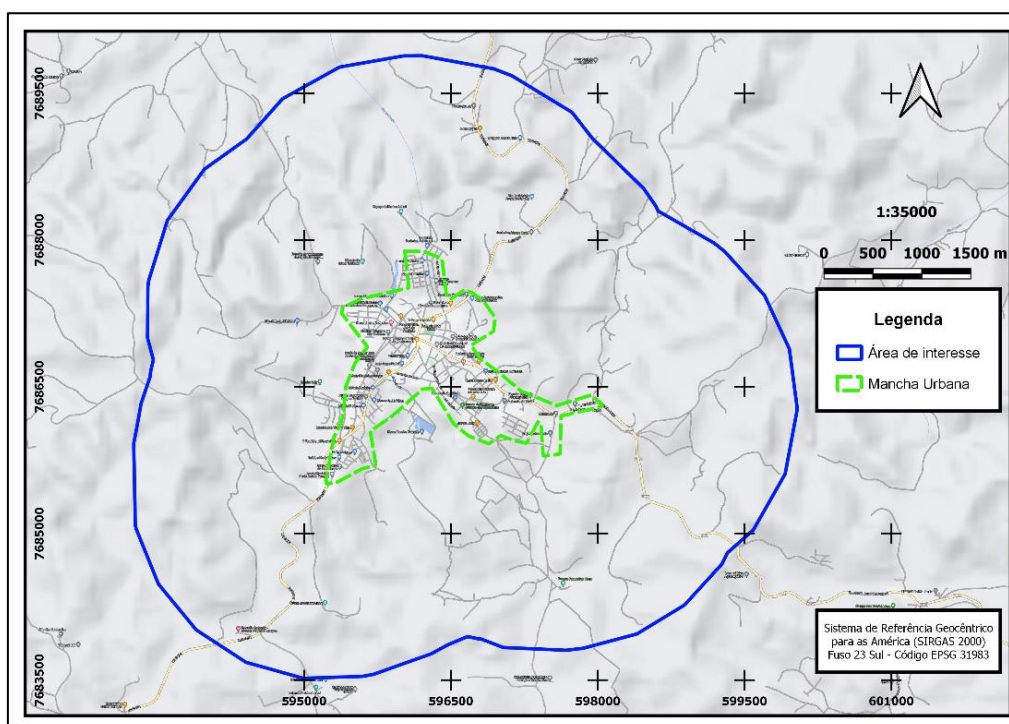


Figura 3: Definição da área de interesse do estudo.

Fonte: Adaptado do Google Labels (2023), Google Terrain (2023) e Sisema (2023).

Em seguida, os arquivos vetoriais e o arquivo raster com informação da declividade reprojetoados para SIRGAS 2000, Fuso 23 S, código 31983 da EPSG, foram recortados usando como camada máscara a área de interesse. Para classificação da aptidão à urbanização em função da declividade, foram utilizados intervalos expressos nas Tabelas 2.

Declividade	Aptidão para urbanização	Pontuação
Maior que 47 %	Não recomendável	0
0 a 2 %	Muito Baixa	1
30 a 47 %	Baixa	2
12 a 30 %	Média	3
5 a 12 %	Alta	4
2 a 5 %	Muito Alta	5

Tabela 2: Aptidão para urbanização em função da declividade.

Fonte: Adaptado de Brasil (2012), Brasil (1979), Andrade e Lupinacci (2021), Biase (1992) e Ross (1994).

Os intervalos de declividade foram estipulados seguindo a Lei 12.651 de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa (BRASIL, 2012), Lei n 6.766 de 1979, que dispõe sobre o parcelamento do solo urbano (BRASIL, 1979) e propostas elaboradas por Andrade e Lupinacci (2021), Biase (1992) e Ross (1994). As áreas de inclinação entre 25° e 45° (aproximadamente 47% a 100%) são consideradas como de uso restrito e serão permitidos o manejo florestal sustentável e o exercício de atividades agrossilvipastoris, bem como a manutenção da infraestrutura física associada ao desenvolvimento das

atividades, observadas boas práticas agrônômicas, sendo vedada a conversão de novas áreas, excetuadas as hipóteses de utilidade pública e interesse social (BRASIL; 2012). Nos locais com declividade de 0 a 2 % existe alta possibilidade de alagamento (ANDRADE; LUPINACCI, 2021; BIASE, 1992), enquanto que acima de 30 % é considerada como risco muito forte para processos erosivos e deslizamentos/escorregamentos de solo (ROSS, 1994), porém é permitido o parcelamento do solo para fins urbanos em zonas urbanas, de expansão urbana ou de urbanização específica salvo se atendidas exigências específicas das autoridades competentes (BRASIL, 1979). A declividade até 12 % é considerada como limite para os padrões mais comuns de mecanização agrícola no Brasil e de 2 a 5 % é o limite urbano-industrial (ANDRADE; LUPINACCI, 2021; BIASE, 1992).

As demais variáveis analisadas, APPR, ES, QA e VS são levadas em consideração no Zoneamento Ecológico Econômico de Minas Gerais, que compõe os instrumentos e projetos territoriais enquanto que o MS está na categoria Mapeamento de Solo (FEAM/UFV) (SISEMA, 2023). A Tabela 3 traz a classificação de cada variável segundo o Sisema (2023), o critério, classificação e pontuação para aptidão da urbanização adotados no presente estudo.

Variáveis e classificação (SISEMA, 2023)	Critério estipulados para aptidão para urbanização				
	Não recomendável	Baixa aptidão	Média aptidão	Alta aptidão	Muito alta aptidão
Áreas prioritárias para recuperação (APPR)	Muito baixa	Baixa	Média	Alta	Muito alta
Exposição do solo (ES)	Muito baixa	Baixa	Média	Alta	Muito alta
Mapa de solos (MS)	-	-	Cambissolo	-	Latossolo
Qualidade ambiental (QA)	Muito alta	Alta	Média	Baixa	Muito baixa
Vulnerabilidade do solo (VS)	Muito alta	Alta	Média	Baixa	Muito baixa
Pontuação	0	1	3	4	5

Tabela 3: Classificação, critério e pontuação adotados para aptidão da urbanização.

Para as variáveis APPR, ES, QA e VS o critério para a aptidão à urbanização considerou que os locais mais antropizados e com menos vegetação nativa possuem a classificação como muito alta para as duas primeiras e média para a última, segundo o Sisema (2023), em contrapartida a VS está classificada como muito alta. Desse modo, os locais em APPR e ES categorizados como muito alta e com QA e VS muito baixa representam os mais aptos à urbanização, recebendo a maior pontuação.

Na variável MS, os dois tipos predominantes de solo na área de interesse são os Latossolos (LVAd 10) e Cambissolos (CXbd 1 e CXbd 13) segundo o Sisema (2023). Em função das características e atributos (profundidade, estrutura, relevo), o Latossolo recebeu a maior pontuação para a aptidão à urbanização.

Após definidos os critérios de pontuação, foi criada uma coluna na tabela de atributos dos arquivos *Shapefiles* das variáveis APPR, ES, MS, QA e VS e inseridos as pontuações conforme Tabela 3. Logo depois, foi realizada a conversão dos vetores para raster (rasterizar), com resolução horizontal (largura) e vertical (altura) de 1 metro, extensão de saída para a camada área de interesse em SIRGAS 2000, Fuso 23 S, código 31983 da EPSG, e utilizadas as colunas com a pontuação como campo de valor.

O arquivo raster da declividade recortado e reprojetado para SIRGAS 2000, Fuso 23 S, código 31983 da EPSG, foi reclassificado seguindo com regra de reclassificação os intervalos e critérios de pontuação da Tabela 2, sendo denominado como DECL.

Para definir os pesos e a influência das variáveis para a aptidão à urbanização, foi utilizado o método *Analytic Hierarchy Process* (AHP), que permite a hierarquização relacionando os objetivos e os critérios par a par, definindo os graus de importância para cada item. Assim, é elaborada uma matriz de comparação que auxilia na escolha e atribuição de pesos para as variáveis e critérios analisados, de acordo com a experiência e conhecimento dos especialistas e tomadores de decisão. (SAATY, 1987; SAATY, 1990).

Para execução do método AHP é indicado a atribuição de importância por meio de uma escala de comparação entre os critérios (SAATY, 1987; SAATY, 1990), permitindo correlacionar as variáveis em função da aptidão a urbanização no presente estudo. A Tabela 4 demonstra os critérios de comparação utilizados e a Tabela 5 traz a matriz de decisão, onde a matriz recíproca $A = [a_{ij}]n \times n$ (onde $n \times n$ equivale a critério \times critério, i o número da coluna e j o número da linha da matriz).

Valores	Descrição da importância	Justificativa
1/9	Extremamente menos importante	O parâmetro comparado apresenta uma importância extremamente menor do que o outro
1/7	Bastante menos importante	O parâmetro comparado apresenta uma importância bastante menor do que o outro
1/5	Muito menos importante	O parâmetro comparado apresenta uma importância muito menor do que o outro
1/3	Pouco menos importante	O parâmetro comparado apresenta uma importância pouco menor do que o outro
1	Igual importância	Os dois parâmetros contribuem equitativamente
3	Pouco mais importante	O parâmetro comparado apresenta uma importância pouco maior do que o outro
5	Muito importante	O parâmetro comparado apresenta uma importância muito maior do que o outro
7	Bastante mais importante	O parâmetro comparado apresenta uma importância bastante maior do que o outro
9	Extremamente mais importante	O parâmetro comparado apresenta uma importância extremamente maior do que o outro

Os valores 2, 4, 6 e 8 são considerados como valores intermediários.

Tabela 4: Escala de comparação e julgamento para os critérios de importância.

Fonte: Adaptado de Neto, Silva e Barbosa (2022), Saaty (1987), Saaty (1990) e Lima, Ramos e Junior (2008).

Variável	Critério 1	Critério 2	Critério 3	Critério 4	Critério 5	Critério 6
Critério 1	a ₁₁	a ₁₂	a ₁₃	a ₁₄	a ₁₅	a ₁₆
Critério 2	1/a ₁₂	a ₂₂	a ₂₃	a ₂₄	a ₂₅	a ₂₆
Critério 3	1/a ₁₃	1/a ₂₃	a ₃₃	a ₃₄	a ₃₅	a ₃₆
Critério 4	1/a ₁₄	1/a ₂₄	1/a ₃₄	a ₄₄	a ₄₅	a ₄₆
Critério 5	1/a ₁₅	1/a ₂₅	1/a ₃₅	1/a ₄₅	a ₅₅	a ₅₆
Critério 6	1/a ₁₆	1/a ₂₆	1/a ₃₆	1/a ₄₆	1/a ₅₆	a ₆₆

Tabela 5: Matriz (A) de comparação par a par.

Utilizando a matriz (A) de comparação apresentada na Tabela 5, o método necessita que haja comparação par a par dos critérios para definir o valor de importância com valores reais positivos (a_{ij}). Como a matriz é recíproca, a diagonal da matriz ($i=j$) o valor de a_{ij} será equivalente a 1 ($a_{ij}=1$), pois cada atributo comparado a ele próprio é igual à unidade. Somente a parte superior ou inferior necessita ser avaliada, uma vez que quando $i \neq j$ a comparação dos critérios representa $a_{ij} = 1 / (a_{ji})$. Desse modo, a atribuição da importância para comparação par a par dos critérios em função da aptidão à urbanização utilizou-se dos valores, descrição e justificativas descritas na Tabela 4.

Para execução do método AHP foi utilizada a planilha adaptada por Junior (2023), onde a comparação par a par dos critérios definiu o valor de importância e os pesos normalizados, ou seja, o peso que cada critério influencia na tomada de decisão. Assim, os pesos normalizados (W) foram obtidos por meio da divisão de cada resultado do somatório das linhas da matriz pela soma de todas as componentes (somatório dos valores da soma de cada linha), conforme Equação (1), cujo resultado do somatório dos pesos deve ser 1,0.

$$W_i = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_{ij}} \quad (1)$$

Onde: W_i é o valor do peso normalizado de cada critério e a_{ij} é o valor definido na comparação par a par na matriz A.

Posteriormente, para verificar se os pesos obtidos são consistentes, foi realizado o cálculo do autovalor máximo (λ_{max}) e a Razão de Consistência (RC), descritos nas Equações (2) e (3).

$$\lambda_{max} = Média \left[\frac{(A * W)}{W_i} \right] \quad (2)$$

Onde: λ_{max} é o autovalor máximo, A é matriz recíproca, W é a coluna com pesos normalizados e W_i o valor do peso normalizado de cada critério.

A multiplicação da matriz recíproca A pela coluna com pesos normalizados (W) é dividida pelo peso normalizado de cada critério, em seguida, é calculada média entre os valores obtidos para cada linha, que representa o λ_{max} . A partir de então, calcula-se a Razão de Consistência (RC), conforme equação abaixo.

$$RC = \frac{(\lambda_{max} - n)}{(n - 1) \cdot IR} \quad (3)$$

Onde RC é a Razão de Consistência, λ_{max} é o autovalor máximo, n é o número de critérios utilizados e IR é Índice Randômico.

Segundo Saaty (1987), para que haja aceitabilidade dos valores calculados dos pesos é necessário que o valor da RC seja valor menor que 0,10, ou seja, inferior a 10 %. O valor de IR varia em função da quantidade de parâmetros estipulados na matriz de comparação par a par, no presente estudo o valor de critérios utilizados equivale a 6 ($n=6$), logo o valor de IR equivale a 1,24, conforme Tabela 6.

n	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
IR	0	0	0,58	0,90	1,12	1,24	1,32	1,41	1,45	1,49

Tabela 6: Valores de IR para matrizes de ordem n.

Fonte: Saaty (1987).

Para identificar as áreas com aptidão para urbanização e expansão urbana (APTD) foi utilizada a calculadora raster e realizada a operação com as camadas rasterizadas e DECL com a expressão de cálculo descrito na Equação (4), utilizando os pesos obtidos por meio do método AHP:

$$APTD = APPR \cdot W1 + DECL \cdot W2 + ES \cdot W3 + MS \cdot W4 + QA \cdot W5 + VS \cdot W6 \quad (4)$$

Onde: $APTD$ é aptidão para urbanização e expansão urbana, $APPR$ são as áreas prioritárias para recuperação, $DECL$ é a declividade, ES é Exposição do solo, MS é Mapa de solos, QA é Qualidade ambiental, VS é Vulnerabilidade do solo, $W1$ é o peso da variável $APPR$, $W2$ é o peso da variável $DECL$, $W3$ é o peso da variável ES , $W4$ é o peso da variável MS , $W5$ é o peso da variável QA e $W6$ é o peso da variável VS .

Por fim, o arquivo raster fruto da utilização da Equação (4) passou por preenchimento de dados, utilizando ferramentas de análise de raster do QGIS, e depois convertida para vetor, no formato *Shapefile*, sistema de projeção SIRGAS 2000, Fuso 23 S, código 31983 da EPSG. Em seguida, foram mescladas as feições do arquivo *Shapefile* que demonstra a aptidão a aptidão a urbanização, utilizando os intervalos definidos na Tabela 7 e feito o cálculo de área.

Intervalo	Aptidão para urbanização
0 a 1	Muito Baixa
1 a 2	Baixa
2 a 3	Média
3 a 4	Alta
4 a 5	Muito Alta

Tabela 7: Classificação da aptidão para urbanização.

Resultados e discussão

Por meio da matriz de comparação par a par, do método AHP, obteve-se os pesos de 0,279 ($W1$) para as áreas prioritárias para recuperação ($APPR$), 0,310 ($W2$) para declividade ($DECL$), 0,091 ($W3$) para exposição do solo (ES), 0,035 ($W4$) para mapa de solos (MS), 0,196 ($W5$) para qualidade ambiental (QA) e 0,089 ($W6$) para vulnerabilidade do solo (VS), conforme Tabela 8. Para esses valores, o λ_{max} calculado é de 6,39 e a Razão de Consistência (RC) é de 0,06, o que demonstra a aceitabilidade dos valores calculados (RC menor que 0,1).

Variável	APPR	DECL	ES	MS	QA	VS	Soma (S)	Pesos (W)	(A*W)/Wi
APPR	1	1	3	5	3	5	18,000	0,279	7,422
DECL	1	1	5	5	3	5	20,000	0,310	7,267
ES	1/3	1/5	1	3	1/3	1	5,867	0,091	5,561
MS	1/5	1/5	1/3	1	1/5	1/3	2,267	0,035	7,176
QA	1/3	1/3	3	5	1	3	12,667	0,196	5,642
VS	1/5	1/5	1	3	1/3	1	5,733	0,089	5,271
Somatório da coluna							64,533	1,000	

Tabela 8: Matriz de comparação pareada para obtenção dos pesos.

Onde: *APPR* são as Áreas prioritárias para recuperação, *DECL* é a declividade, *ES* é Exposição do solo, *MS* é Mapa de solos, *QA* é Qualidade ambiental e *VS* é Vulnerabilidade do solo.

Adotando os pesos demonstrados acima, não foi observado na área de estudo nenhuma localidade que possua aptidão muito baixa para urbanização, encontrou-se 18,82 hectares (ha) (0,57 % da área) de baixa aptidão, 175,80 ha (5,31 %) de média aptidão, 2.674,58 ha de alta aptidão (80,85 %) e 438,79 ha (13,27 %) de muito alta aptidão, de acordo com a Tabela 9 e Figura 4.

Intervalo de classificação	Aptidão para urbanização	Área (ha)	Representatividade (%)
0 a 1	Muito Baixa	0	0
1 a 2	Baixa	18,82	0,57
2 a 3	Média	175,80	5,31
3 a 4	Alta	2674,58	80,85
4 a 5	Muito Alta	438,79	13,27
Total		3307,99	100

Tabela 9: Representatividade das áreas em função da aptidão à urbanização.

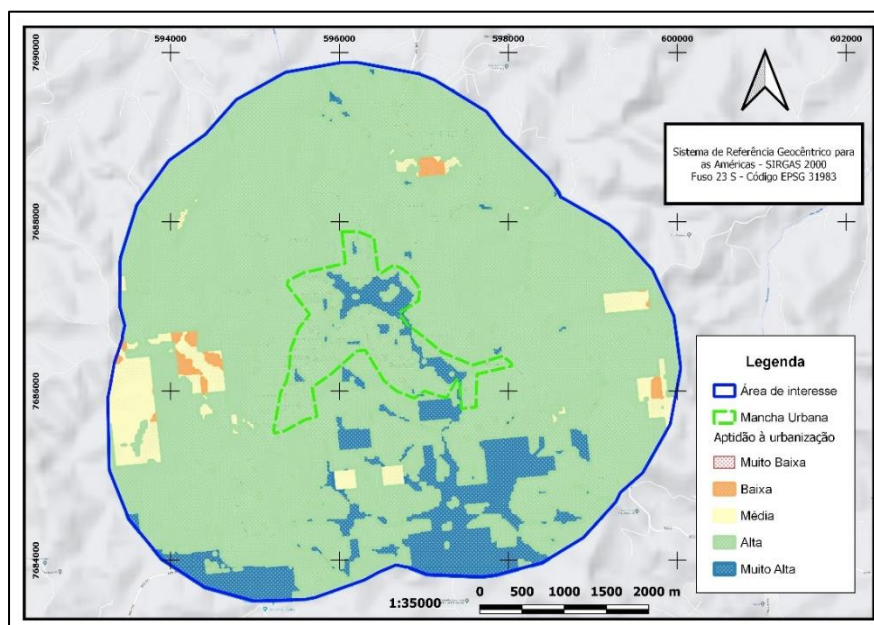


Figura 4: Aptidão para urbanização na área de interesse.

Fonte: Adaptado do Google Labels (2023), Google Terrain (2023) e Sisema (2023).

Conforme observado nos dados, não foram identificadas áreas com muito baixa aptidão à urbanização enquanto que o locais de baixa e média aptidão tiveram uma representatividade muito pequena em relação as demais categorias, 0,57 % e 5,31 % respectivamente.

A ocorrência de áreas com baixa e média aptidão à urbanização é predominantemente nos fragmentos de vegetação nativa e seus arredores, isso se deve ao fato de que a prioridade para recuperação e exposição do solo são baixos e a qualidade ambiental é alta nessas regiões, fatores esses que receberam a menor pontuação com intuito de promover a preservação da vegetação nativa e evitar a urbanização dessas áreas.

A maior extensão de área com aptidão muito alta para a urbanização está situada principalmente na região sul da área de interesse, influenciada pela declividade (DECL) menos acentuada nessas localidades, uma vez que esse critério foi o que recebeu maior peso para definir as melhores áreas para urbanização, na predominância de Latossolos no mapa de solo (MS)

(classe de solo que recebeu a maior pontuação) e menor vulnerabilidade de solo (VS). O critério APPR foi o que recebeu o segundo maior peso para pontuação (0,279), na porção norte da área de interesse foi a que teve maior representatividade de locais com prioridade para recuperação muito alta (ocorrendo em locais mais antropizados e conseqüentemente mais aptos a urbanização) e mesmo assim foram observadas poucas áreas de aptidão muito alta para urbanização e majoritariamente a aptidão alta.

Dentro da mancha urbana do município de Lagoa Dourada (MG) só foram observadas áreas com alta e muito alta aptidão à urbanização, resultado coerente com a situação real, uma vez grande parte dessa área já está urbanizada ou em urbanização. É observada a presença de loteamentos consolidados dentro da mancha urbana, ainda com locais sem construção de habitações, e nos arredores da mancha urbana o surgimento de novos loteamentos, resultado esperado, pois as áreas sem construção e arredores são os locais mais propícios para a urbanização, de grande interesse social e utilidade pública.

Por fim, para que haja melhor caracterização das áreas em função da aptidão à urbanização, é recomendada a vistoria e investigação *in situ* dos locais aqui caracterizados, uma vez que os dados foram obtidos gratuitamente de plataforma governamentais e abrangem áreas muito extensas, fazendo com que a escala na qual essas informações foram obtidas (pixel e declividade, por exemplo) tenha menor precisão para áreas muito pequenas.

Considerações finais

Com os dados precursores do presente estudo é possível observar que o emprego de SIG na identificação de áreas aptas à urbanização pode trazer grandes benefícios para promover o melhor ordenamento territorial e redução de impactos ambientais.

O método AHP foi de grande importância para a definição dos pesos das variáveis adotadas para o presente estudo, uma vez que possibilita a comparação par a par em função da descrição de importância para a urbanização.

Os resultados aqui apresentados podem servir de embasamento para gestores municipais planejarem ações e políticas de expansão urbana em função das localidades melhor caracterizadas, porém se faz necessário a vistoria dos locais para constatação da aptidão de uso de solo da área.

A pesquisa está sendo desenvolvida e aperfeiçoada com a inclusão de mais variáveis ambientais para melhor delimitar as áreas de aptidão à urbanização.

Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer a Universidade (será mencionada após avaliação dos revisores) pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

ANA. Agência Nacional de Águas. Isoietas. Catálogo de metadados da ANA. 2023. Disponível em: <<https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/c7c9289c-0bea-463d-a941-e252078bcdbd>>. Acesso em 23 de abril de 2023.

ANDRADE, R. V.; LUPINACCI, C. M. Proposta para a cartografia de faixa de proteção do reverso das cuestas: um estudo de caso em Botucatu (SP). Caderno Prudentino de Geografia, Presidente Prudente, v. 2, n. 43, p. 75-96, 2021.

BEZARRA, P. C.; SOUZA, J. D. de. Urbanização de Tabatinga e impactos ambientais: estudo de caso do Igarapé Urumutum. Revista Geoamazonia, Belém, v. 9, n. 17, p. 111-125, 2021.

BIASI, M. D. A carta clinográfica: Os métodos de representação e sua confecção. Revista do Departamento de Geografia, v. 6, p. 45-60, 1992.

BRASIL. Lei nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979. Dispõe sobre o Parcelamento do Solo Urbano e dá outras Providências. Brasília, DF: Presidência da República. 1979. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6766.htm>. Acesso em 23 de abril de 2023.

BRASIL. Lei n. 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Brasília, DF: Presidência da República. 2012. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm>. Acesso em 23 de abril de 2023.

CÔRTEZ, J. C.; JÚNIOR, R. D. da S. The Interface Between Deforestation and Urbanization in the Brazilian Amazon. Revista Ambiente & Sociedade, São Paulo, v. 24, p. 1-23, 2021.

COSTA, T. de A.; LOBATO, F. H. S.; CAÑETE, V. R. “O Mata Fome está morrendo, a comunidade também”: reflexos da urbanização na saúde em uma periferia de Belém. Novos Cadernos NAEA, v. 23, n. 3, p. 179-199, 11 set. 2020.

DIAS, Á. J.; OLIVEIRA, J. P. L. de. CIM in the context of smart cities: how the interoperability between bim and sig can assist the development of smart cities. *Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades*, v. 9, n. 70, p. 96-112, 7 out. 2021.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Embrapa Solos. 5ª ed. Brasília. DF. 2018. p. 356. Disponível em: < <https://www.embrapa.br/solos/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1094003/sistema-brasileiro-de-classificacao-de-solos> >. Acesso em 23 de abril de 2023.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Território Mata Sul Pernambucana. Relevo. Disponível em: < <https://www.embrapa.br/agencia-de-informacao-tecnologica/territorios/territorio-mata-sul-pernambucana/caracteristicas-do-territorio/recursos-naturais/relevo> >. Acesso em 23 de abril de 2023.

GOUVEA, L. P. de S.; SANTOS, E. de O. Vulnerabilidades e impactos socioambientais da urbanização no Rio Cabuçu-Piraquê, Zona Oeste -RJ. *Cadernos do Desenvolvimento Fluminense*, n. 21, p. 225-242, jul. 2021.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Perfil dos Municípios Brasileiros. Agência IBGE Notícias. 2019. Disponível em: < <https://censoagro2017.ibge.gov.br/agencia-noticias/2012-agencia-de-noticias/noticias/21633-desastres-naturais-59-4-dos-municipios-nao-tem-plano-de-gestao-de-riscos> >. Acesso em 23 de abril de 2023.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Perfil dos Municípios Brasileiros. Cidades e Estados. 2023. Disponível em: < <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/mg/lagoa-dourada.html> >. Acesso em 23 de abril de 2023.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Perfil dos Municípios Brasileiros. Geociências. Malhas territoriais. 2022. Disponível em: < <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais/15774-malhas.html> >. Acesso em 23 de abril de 2023.

IGAM. Instituto Mineiro de Gestão das Águas. Comitês Estaduais do Rio São Francisco e Rio Grande. Portal dos Comitês. 2023. Disponível em: < <https://comites.igam.mg.gov.br/comites-estaduais-mg> >. Acesso em 23 de abril de 2023.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. TOPODATA - Banco de Dados Geomorfológicos do Brasil. TOPODATA. 2023. Disponível em: < <http://www.dsr.inpe.br/topodata/> >. Acesso em 23 de abril de 2023.

JUNIOR, F. R. L. Minicurso sobre técnicas de decisão multicritério. Planilha AHP. Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Disponível em: < <http://paginapessoal.utfpr.edu.br/frjunior/material-usado-em-minicursos-e-palestras/minicurso-sobre-tecnicas-de-decisao-multicriterio> >. Acesso em 23 de abril de 2023.

LIMA, J. P.; RAMOS, R. A. R.; JÚNIOR, J. L. F. Priorização de pavimentos com o uso da metodologia de análise multicritério e SIG. *Engevista*, v. 10, n. 2, p. 132-144, 2008.

MARTINS, F. B. et al. Classificação climática de Köppen e de Thornthwaite para Minas Gerais: cenário atual e projeções futuras. *Revista Brasileira de Climatologia, Dossiê climatologia de Minas Gerais*, p. 129-156. 2018.

NETO, A. G. P.; SILVA, S. R. da; BARBOSA, I. M. B. R. Mapeamento das áreas suscetíveis às inundações e aos alagamentos no município de Jaboatão dos Guararapes, Pernambuco. *Boletim de Geografia*, v. 40, p. 277-296, 2022.

ROSS, J. Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais antropizados. *Revista Do Departamento De Geografia*, v. 8, p. 63-74, 1994.

SAATY, R. W. The analytic hierarchy process – What it is and how it is used. *Mathematical Modelling*, v. 9, n. 3-5, p. 161-176, 1987.

SAATY, T. L. How to make a decision: The Analytic Hierarchy Process. *European Journal of Operational Research*, Holland, v. 48, n. 1, p. 9-26, Sep. 1990.

SASAKI, J. K. et al. Seleção de Áreas Prioritárias para Instalação de Medidas de Desenvolvimento Urbano de Baixo Impacto: o caso do bairro de Bodocongó em Campina Grande, PB. *Anuário do Instituto de Geociências*, v. 44, n. 1, p. 1-12, 23 jun. 2021.

SISEMA. Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Belo Horizonte. IDE-SISEMA, 2023. Disponível em: < <https://idesisema.meioambiente.mg.gov.br/webgis> >. Acesso em 23 de abril de 2023.

ZAZYKI, M. A. D. et al. Relação entre a Urbanização Brasileira e o Direito de Propriedade. *Desenvolvimento em Questão*. v. 19, n. 54, p. 185-203, 16 mar. 2021.

GOVERNANÇA DOS RECURSOS HÍDRICOS NO ESTADO DO AMAZONAS: FONTES DE RECURSOS E CAMINHOS.

¹Vera Lane de Castro Martins, ²Márcio Ávila de Lima, ³Maria da Glória Gonçalves de Melo, ⁴Maria Astrid Rocha Liberato, ⁵José Camilo Ramos de Souza.

¹Mestranda da Universidade do Estado do Amazonas – UEA, Escola Normal Superior, Av. Djalma Batista, 2470 - Chapada, CEP: 69050-300, Manaus – AM, e-mail: vldcm.mgr22@uea.edu.br, ²Mestrando da Universidade do Estado do Amazonas - UEA, Escola Normal Superior, Av. Djalma Batista, 2470 – Chapada, CEP: 69050-300, Manaus – AM, e-mail: madl.mgr22@uea.edu.br, ³Professora Doutora da Universidade do Estado do Amazonas – UEA, Escola Normal Superior, Av. Djalma Batista, 2470 – Chapada, CEP: 69050-300, Manaus – AM, e-mail: mgmelo@uea.edu.br, ⁴Professora Doutora da Universidade do Estado do Amazonas – UEA, Escola Normal Superior, Av. Djalma Batista, 2470 – Chapada, CEP: 69050-300, Manaus – AM, e-mail: mliberato@uea.edu.br, ⁵Professor Doutor da Universidade do Estado do Amazonas – UEA, Centro de Estudos Superiores de Parintins/UEA, Estrada Odovaldo Novo, S/N, Dejard Vieira – 69.150-000-Parintins-AM, e-mail:jramos@uea.edu.br.

Palavras-chave: Implantação de governança hídrica, recursos financeiros, projetos no Estado do Amazonas.

Resumo

O conjunto de problemas associados aos recursos hídricos no Estado do Amazonas, ocorrem principalmente pela falta de saneamento básico, poluição das águas, escassez de controle, baixo nível de educação ambiental, entre outros, e vem crescendo ao longo dos anos em função do aumento populacional e pela necessidade indispensável de usos da água para abastecimento humano, indústria, termelétricas, irrigação, agropecuária, lazer, dentre outras atividades. A gestão dos recursos hídricos no Amazonas está embasada legalmente, todavia, carece de ações integradas entre os atores (empresas, órgãos públicos, sociedade civil, organizações não governamentais, corporações empresariais) da população. Neste escopo o presente trabalho traz como material de estudo o Estado do Amazonas, em que utilizamos o método de pesquisa de revisão bibliográfica e exploratório com realização de consultas em *sites*, plataformas de transparências de organizações públicas, privadas e não governamentais da sociedade civil. A integração entre os diversos atores para participar dos processos decisórios que envolvem os problemas dos recursos hídricos é fundamental e, conceituada como governança. Para alcançar objetivos e metas estabelecidas pela governança faz-se necessário injeção de recursos financeiros, expressivos no Estado do Amazonas, em virtude das dimensões continentais de suas regiões hidrográficas e de difíceis acessos. Para implantar gestão hídrica com base na governança devem ser seguidos princípios (uso eficiente, integridade, transparência, justiça, ética, cooperação), assim, este trabalho tem o objetivo geral de mostrar programas implantados, bem como, as fontes de recursos financeiros e caminhos que são disponibilizados, para os partícipes do processo de governança e destacar que para boa governança, a sociedade tem o dever de participar dos processos e cobrar dos atores a aplicação dos recursos financeiros no aprimoramento da gestão dos recursos hídricos. Desse modo, os atores da governança vêm disponibilizando recursos para projetos voltados às questões ambientais no estado do Amazonas, entretanto, a falta de participação e integração entre os agentes resultam em ações dispersas. Deste modo, considerando as particularidades e as diversidades do Estado do Amazonas, com suas regiões e territórios hídricos, observa-se como resultado que não é sensato desenvolver um único modelo de governança da água no extenso Estado do Amazonas, pois depende do contexto social, ambiental, econômico, político e institucional, ou seja, cada cenário carrega consigo suas peculiaridades e especificidades, e o maior desafio está na coordenação das ações entre os atores da governança.

Introdução

O conjunto de problemas relacionados com a gestão dos recursos hídricos no Estado do Amazonas é notório, bastante conhecido e disseminado nos canais mundiais de veiculação de imprensa, em periódicos, revistas, anais de simpósios e congressos, dissertações e teses de trabalhos científicos.

Investimentos incipientes em saneamento básico (abastecimento de água, coleta e tratamento de esgotos), falta de educação ambiental e capacitação de profissionais, poluição das águas superficiais e subterrâneas, enchentes e vazantes de rios, desastres ambientais, bem como diferenças sociais principalmente na distribuição de renda, contribuem para que o estado de insustentabilidade permaneça, e, caso não sejam realizadas ações urgentes para mitigar a situação, a tendência é aumentar os esses problemas ao longo dos próximos anos. Todavia, o poder público vem investindo em programas socioambientais para melhoria da qualidade de vida da população, podemos inclusive citar como exemplo o Programa Social e Ambiental dos Igarapés de Manaus -PROSAMIN, que nesse contexto surge com o objetivo de “resolver” os problemas sociais, urbanísticos e ambientais da cidade. Os investimentos e os recursos empregados mostram-se insuficientes já que muitos problemas permanecem

Conforme levantamento do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, Manaus teve um crescimento populacional que saltou de 1.810.014 habitantes (Censo 2010) para 2.063,547 (Censo 2022).

Com esse dado, verifica-se que o aumento dos habitantes é de fato expressivo, na capital amazonense e, portanto, gera alta demanda de consumo de água, para os diversos usos, desde o abastecimento para consumo humano, dessedentação de

animais agroindústria, indústria, e nesse cenário traz junto as problemáticas sociais demandando ações de investimentos por parte dos agentes e do poder público. A título de constatação as Figuras 1, 2, 3 e 4, ilustram problemas que permanecem crônicos associadas aos usos dos recursos hídricos em Manaus, capital do Amazonas, o que nos remete ao sentimento de descaso pela falta de atuação e de investimentos do poder público, nos levando a questionar quais os caminhos a percorrer para que os recursos financeiros sejam investidos de forma eficiente, para solucionar as problemáticas ambientais, principalmente as associadas aos recursos hídricos.



Figura 1 - Poluição de águas superficiais da Cachoeira do Tarumã, proveniente de esgotos industriais, município de Manaus/AM. Fonte: Revista Cenarium (Outubro/2020).



Figura 2 - Cidade flutuante: seca, lixo e descaso ao meio ambiente – Bacia Hidrográfica do Rio Tarumã-Açu, Manaus/AM. Fonte: Revista Cenarium (outubro/2022).



Figura 3 - Vazante acelerada causando racionamento em municípios da calha do Rio Solimões – Município de Tefé/AM. Fonte: A Crítica; Imagem: Secom / Tefé (outubro/2022).



Figura 4 - Presença de resíduos sólidos na vazante do Rio Negro – Município de Cacao Pirêra/AM. Fonte: Amazônia Real (outubro/2022).

Para que o estado se mantenha presente, é necessário a realização de ações voltadas ao saneamento básico e à gestão dos territórios hídricos do interior do Estado do Amazonas. Devemos considerar as dimensões continentais e os custos relacionados com deslocamentos para que se faça presente o poder público e os agentes interessados, a implantação de infraestrutura para monitoramento e controle dos recursos hídricos são, de modo geral, vultosos, pois utilizamos os rios, igarapés, igapós para grande parte do transporte de carga e pessoas e, além disso, temos estradas com problemas na trafegabilidade, pontes caídas, aeroportos sem estrutura adequada, e, infelizmente, não dispomos de hidrovias, quando nos referimos às questões técnicas e conceituais. Somam-se ainda problemas com a escassez de investimentos em saneamento básico, bem como para a gestão dos recursos hídricos.

Diante dessa situação, como então fazer gestão dos recursos hídricos de modo a contemplar aspectos de descentralização, participação do Poder Público, dos usuários e atores da sociedade civil em atendimento ao inciso VI do artigo 1º da Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei Nº 9.433/1997)? Como fazer a gestão dos recursos hídricos com escassez de investimentos? Como resposta a governança assume papel de suma importância nesse contexto. A governança deverá ser norteada para atender aos objetivos da PNRH, dispostos no Artigo 2º da Lei das Águas: assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos; utilização racional; prevenção e defesa de eventos hidrológicos; transporte aquaviário; promover a captação, a preservação e o aproveitamento de águas pluviais.

Portanto, o objetivo desse trabalho é indicar caminhos para implantação de governança, bem como apresentar investimentos promovidos por organizações (públicas, não governamentais, sociedade civil) voltadas para a Gestão dos Recursos Hídricos (GRH).

Material e Métodos

A área escolhida para estudo foi o Estado do Amazonas. A distribuição das regiões para gestão de recursos hídricos no Amazonas, segundo ANA (2022), apresenta nove (9) Unidades Estaduais (Região de Manaus – RH1, Rio Negro – RH2, Rio Madeira – RH3, Juruá – RH4, Purus – RH5, Alto Solimões – RH6, Japurá/Médio Solimões – RH7, Careiro-Autazes – RH8, Baixo Amazonas – RH9), as distribuições das regiões hidrográficas podem ser verificadas abaixo conforme a Figura 5. Na região metropolitana de Manaus temos dois (2) Comitês de Bacia hidrográfica a do Rio Tarumã-Açu e Rio Puraquequara, conforme indicado na Figura 6, sendo notável no mapa, onde se ressalta a predominância da cor acinzentada e apenas as duas pequenas manchas amarelas, podendo ser verificado abaixo na Figura 3, a grande quantidade de bacias sem gestão, bem como suas dimensões gigantescas.

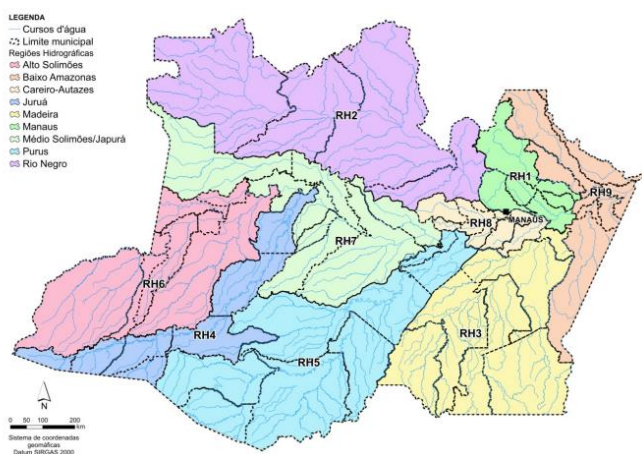


Figura 5 – Distribuição das Regiões Hidrográficas do Amazonas. Fonte: SEMA (2019).



Figura 6 – Comitês de Bacias do Amazonas. Fonte: ANA (2022)

O método utilizado na pesquisa foi orientado pela revisão bibliográfica e exploratório em consultas em fontes de organizações (públicas governamentais e não governamentais), sites, revistas e livros ligados ao tema.

Governança

Os modos de gestão governamental atuais estão cada vez mais marcados pela inclusão nos processos decisórios públicos (governo), de mecanismos de participação dos grupos sociais e dos interesses das coletividades que, direta ou indiretamente, estejam envolvidas em tais decisões. Isso pode ser resumido na evolução da noção de governo para a de governança (Bursztyn, 2012, p.146).

Devido às falhas no gerenciamento dos recursos hídricos o tema governança vem sendo destacado. A Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE), reconhecendo que os riscos da falta de gerenciamento da água representam risco para economia mundial, publicou 20 trabalhos sobre governança no período de 2011 a 2015.

O Programa de Desenvolvimento das Nações Unidas (PNUD) em conjunto com o Instituto Internacional das Águas de Estocolmo publica trabalhos sobre governança, desde 2005, considerando o tema como uma das áreas mais críticas para o desenvolvimento sustentável.

A evolução dos conceitos de governo – *top-down* – centralizado e hierárquico – para governança representa uma mudança para nova forma de governar a sociedade, que é mais inclusiva e cooperativa do que a regra ordenada tradicional e o conceito de orientação política (HILL, 2013, *apud* Ribeiro e Johnsson, 2018). Isso faz com que a responsabilidade que era exclusiva do governo seja compartilhada pelos atores da governança.

A participação das populações e representantes da sociedade civil em questões ambientais fortaleceu e consolidou o uso de sistemas de governança.

Governança justa, também intitulada boa governança, inclui a legitimidade na elaboração de políticas, o que implica que essas sejam aceitas por membros da sociedade; processos e resultados das políticas equitativos que consideram circunstâncias desiguais na sociedade; processos responsivos que apresentam alto grau de transparência e que sejam capazes de responder a diferentes vozes na sociedade; e procedimentos de responsabilização (*accountability*) claros que atribuem responsabilidade para diferentes partes (GUPTA et al., 2010).

Os desafios da governança das águas ampliaram a agenda da água e é utilizado para sondar os processos de democratização, a corrupção e os desequilíbrios de poder.

As discussões sobre a corrupção no setor das águas encontraram no princípio da responsabilização um caminho para problemas de direito ao acesso a água, saneamento e higiene (WASH – *Water, Sanitation and Hygiene*). O princípio da responsabilidade que trata de assegurar que governo e prestadores de serviços sejam responsáveis por suas ações ou inações, é visto como ponto de entrada para trabalhar com a governança das águas (UNDP-WGF/UNICEF, 2015).

A falta de saneamento básico (água, esgoto, coleta de lixo) agravam a pobreza e estão relacionados com governança pobre, comandadas por instituições fracas, corruptas e não democráticas. O passo número um a ser dado para desencadear mudanças é avaliar a governança de modo a diagnosticar problemas, comparar, monitorar, revisar e identificar tendências e potenciais lacunas.

Resiliência, capacidade e governança adaptativa – o histórico de uso e abuso dos recursos hídricos vem sendo intensificado, afetando o desenvolvimento social e econômico, a estabilidade política e a integridade dos ecossistemas. Diante desse cenário os conflitos por água crescem. Por isso a governança eficaz da água é crucial para a construção da capacidade de adaptação para lidar com a incerteza futura e os impactos das mudanças climáticas (CLARVIS; ENGLE, 2015, *apud* Ribeiro e Johnsson, 2018).

Resultados e Discussão

Recursos de ONGs para GRH

Organizações não governamentais vêm disponibilizando recursos para projetos voltados às questões ambientais. O Quadro 1 apresenta aportes de recursos financeiros para projetos na Amazônia apoiados pela Fundação Gordon e Betty Moore. Várias são as linhas de projetos. O item 1 refere-se à projeto de governança e o item 7 à Conservação da Bacia do Rio Negro. Fontes de recursos estas que podem ser utilizadas para projeto de gestão de recursos hídricos. Foram disponibilizados US\$ 27.344.979 e deste montante 55,34% (US\$ 15.132.106) foram para projetos destinados ao Estado do Amazonas.

Abaixo temos os destaques do Quadro 1, especificando os recursos e entidades atendidas pelo projeto Betty Moore de 2004 a 2010.

Nota 1: US\$ - dólares norte-americanos.

Nota 2: Foram realizadas tentativas para acessar o *link* referido na fonte, com o objetivo de atualizar dados, mas não se obteve sucesso.

ISA – Instituto Socioambiental.

FDB – Fundação Amazônica de Defesa da Biosfera.

FVA – Fundação Vitória Amazônica.

SDS – Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável.

Item	Estado	Instituição	Valor (US\$) ¹	Projetos
1	PA	Imazon	6.714.519	Governança para a redução do desmatamento / Consolidação de Florestas Estaduais e monitoramento de áreas protegidas / Conservação de Florestas
2	PA	Ipam	822.044	Famílias da Floresta I
3	PA	IFT	4.189.010	Redução do impacto da exploração florestal / Famílias da Floresta II / Manejo florestal sustentável no Brasil
4	RR	ISA	95.534	Avaliação socioambiental
5	AM	ISA	4.914.696	Consolidação de áreas protegidas na Amazônia brasileira / Banco de dados para o monitoramento de áreas protegidas
6	AM	FDB	5.531.059	Construindo uma rede de conservação em larga escala no Estado do Amazonas
7	AM	FVA	2.866.351	Conservação da Bacia do Rio Negro
8	AM	SDS	1.820.000	Construindo uma rede de conservação em larga escala no Estado do Amazonas
9	MT e AC	Fundação de Apoio UFMT	140.247	Aplicação da legislação ambiental na Amazônia brasileira
10	AC	Fundação Bioma (Ufae)	251.519	Apoio à pesquisa em dois programas sobre a gestão eficaz das áreas protegidas na Fronteira MAP (Madre de Dios-Peru, Acre-Brasil, Pando-Bolívia)

Quadro 1 – Instituições brasileiras que atuam na Amazônia brasileira – apenas os projetos discriminados por Estado – apoiados pela Fundação Gordon e Betty Moore (2004-2010). Fonte: <https://www.moore.org/grants-awarded.aspx>², *apud* Nascimento (2014), adaptado por Lima e Martins (2022).

O montante disponibilizado, apenas pela Moore, para a conservação da bacia do Rio Negro, foi da ordem de US\$ 2.866.351, os quais convertidos para reais com a taxa de 5,32 (BCB, 2022) resultou em R\$ 15.248.987. Ao se dividir o investimento pelo período aplicado (seis anos) obteve-se o resultado de R\$ 2.541.497,89 por ano, valor este considerável se comparado com os disponibilizados pelo Estado do Amazonas para gerenciamento das bacias. Percebe-se que instituições não governamentais estão dispostas em financiar projetos norteados para conservação do clima e meio ambiente, até porque vivemos no planeta cujas alterações ambientais estão interconectadas globalmente, e isso requer governança. Observa-se, contudo, a necessidade da participação efetiva da sociedade e estado, para verificar a aplicação desses investimentos com fins a prestar contas à sociedade civil e demais atores que integram a governança.

Recursos estaduais para GRH

O Fundo Estadual de Recursos Hídricos – FERH é instrumento de Gestão dos Recursos Hídricos e foi instituído por meio da Lei n° 2.172, de 28 de dezembro de 2001, reeditado pela Lei n° 3.167, de 27 de agosto de 2007, que reformula as normas disciplinadoras da Política Nacional de Recursos Hídricos do Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos. As receitas para o FERH devem ser oriundas de: transferências do Estado, dos Municípios e da União de programas

voltados para GRH; produto da cobrança pela outorga de uso de água; recursos de acordos bilaterais repassados pelo Governo Federal; recursos de ajuda e cooperação internacional; doações de pessoas físicas, jurídicas, públicas ou privadas, nacionais ou internacionais; outros recursos eventuais, conforme disposto nos incisos de I a XV, Artigo 34, da Lei 3.167/2007.

Em 16 de novembro de 2015, conforme disposto na Lei nº 4.250, foi disponibilizado no FERH montante de R\$ 965.667,50, com a abertura de crédito para a GRH, (DOE, 2015).

A SEMA publicou edital de chamamento público nº 03/2022 para agentes executores de serviços ambientais com objetivo de credenciar Organizações da Sociedade Civil – OSC para celebração de Termo de Cooperação Técnica Científica para elaboração de projetos na área dos recursos hídricos.

Foi estabelecido no Artigo 1º do Regimento Interno do FERH, instituído pela Portaria SEMA Nº 90, de 19 de agosto de 2020, que o FERH “é a instância econômico-financeira de apoio à implantação da Política Estadual de Recursos Hídricos por meio do financiamento de programas e ações na área de recursos hídricos, de modo a promover a melhoria e a proteção dos corpos d’água e de suas bacias hidrográficas...” No Artigo 20 do referido Regimento Interno do FERH, estabelece-se condições para aprovação dos projetos apresentados pelas OSC. Assim, com a publicação do referido Regimento Interno, bem como chamamentos públicos, a SEMA permite abertura para a participação efetiva da sociedade civil na gestão dos recursos hídricos. Resta à sociedade civil, empresa vencedora do chamamento, bem como a SEMA os papéis de cobrar ações, executar ações, prestar contas das ações, respectivamente.

Em consulta realizada no portal da transparência da Secretaria de Estado da Fazenda do Amazonas – SEFAZ (2022) foram consultados valores dos recursos e despesas associados ao FERH e publicado na Lei Orçamentária Anual – LOA durante o período de 2015 a 2022. O resultado da pesquisa foi sintetizado no Quadro 2.

ANO	RECEITAS (Reais - R\$)			DESPESAS (R\$)
	FERH	INDENIZAÇÃO ¹	TOTAL	
2015	600.000,00	2.390.000,00	2.990.000,00	600.000,00
2016	850.000,00	2.500.000,00	3.350.000,00	850.000,00
2017	1.980.000,00	1.200.000,00	3.180.000,00	1.350.000,00
2018	400.000,00	1.045.000,00	1.445.000,00	100.000,00
2019	300.000,00	1.938.000,00	2.238.000,00	100.000,00
2020	50.000,00	881.000,00	931.000,00	50.000,00
2021 ²	10.300.000,00	1.504.000,00	11.804.000,00	50.000,00
2022	10.000,00	1.000.000,00	1.010.000,00	10.000,00

Nota 1: Cotas partes de indenização pela utilização de Recursos Hídricos e exploração de minerais.

Nota 2: Ordenamento e Monitoramento de Recursos Hídricos, Pesqueiro, Ambiental e Territorial

Nota 3: Exceto em 2021 a nomenclatura do recursos foi de Gestão e Monitoramento de Recursos Hídricos.

Nota 4: A partir de 2016 a Secretaria de Estado de Mineração, Geodiversidade e Recursos Hídricos foi extinta e criada a Secretaria de Estado de Meio Ambiente.

Quadro 2 – Recursos e Despesas do FERH. Lei Orçamentária Anual – LOA.

Fonte: SEFAZ (2022), adaptado por Lima e Martins (2022).

Recursos federais para GRH

Em pesquisa realizada no sítio eletrônico da Secretaria de Estado do Meio Ambiente – SEMA, foram transferidos, durante o período de 2014 a 2018, pelo Programa de Consolidação do Pacto Nacional pela Gestão das Águas – PROGESTÃO, valores para a gestão dos recursos hídricos de acordo com a Figura 7, que totalizaram R\$ 3.346.350,00. Do montante recebido, R\$ 3.346.350,00, foram aplicados, até 2017, **R\$ 1.311.026,82**, ou seja, dos 39% dos valores auferidos foram distribuídos conforme a Figura 8.

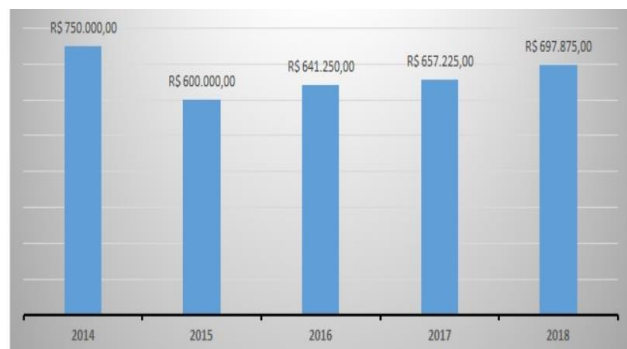


Figura 7 – Valores transferidos ao Estado do Amazonas pelo PROGESTÃO. Fonte: SEMA (2019).



Figura 8 – Distribuição da aplicação dos recursos do PROGESTÃO – AMAZONAS. Fonte: SEMA (2019).

No tocante ao Plano Plurianual de Aplicação dos Recursos do PROGESTÃO, para o período de 2019 a 2022 o emprego do recurso foi de acordo com a Figura 9.

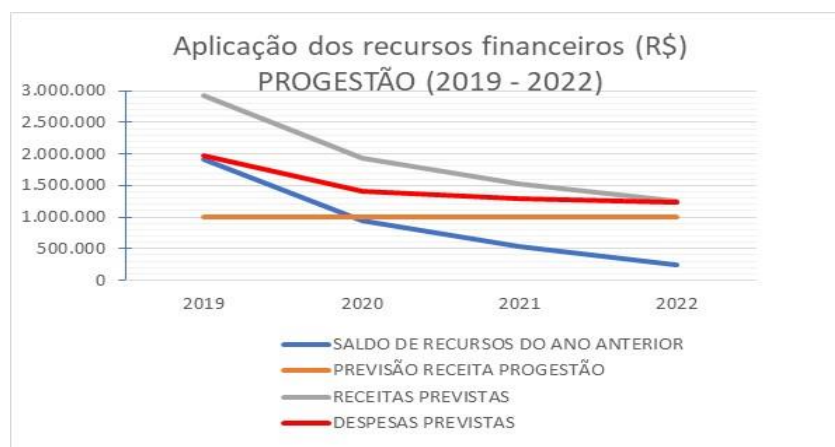


Figura 9 – Plano Plurianual de Aplicação dos Recursos do PROGESTÃO.
Fonte: SEMA (2019), adaptado por Lima e Martins (2022).

Destes recursos foram projetados cerca de 311 mil reais para capacitação e treinamento (5,27%) conforme Figura 10, e em logística de passagens, diárias, aluguel de embarcações foram previstos R\$ 1.050,000,00, representando 17,75%, conforme Figura 11.

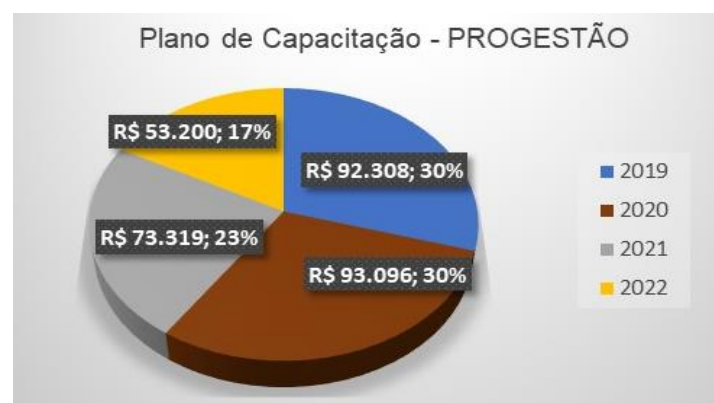


Figura 10 – Plano Plurianual de Aplicação dos Recursos do PROGESTÃO em capacitação. Fonte: SEMA (2019), adaptado por Lima e Martins.



Figura 11 – Plano Plurianual de Aplicação dos Recursos do PROGESTÃO com logística. Fonte: SEMA (2022), adaptado por Lima e Martins.

Comenta-se sobre o alto percentual de recursos aplicados na logística em função das dimensões continentais da região hidrográfica do Estado do Amazonas.

Procomitês

O Programa Nacional de Fortalecimento dos Comitês de Bacias Hidrográficas – PROCOMITÊS foi instituído por intermédio da Resolução N° 1.190 de 3 de outubro de 2016 (ANA, 2022), e tem como objetivo proporcionar condições para a melhoria da capacidade operacional dos comitês de bacias hidrográficas, bem como promover ações de capacitação e de comunicação para ampliar o reconhecimento dos comitês, conforme disposto nos incisos I a IV do artigo 1°. É evidente que contrapartidas precisam ser oferecidas, ou seja, requisitos mínimos precisam ser atendidos, dentre eles obrigações, Capítulo VIII da Resolução N° 1.190/2016, tais como: manifestar-se por meio do Termo de Manifestação de Interesse e Adesão ao PROCOMITÊS e prestar informações e documentação requerida pela ANA.

Parceria para Governo Aberto

Parceria para Governo Aberto – OGP, é um programa coordenado pelo Ministério da Transparência e Controladoria Geral da União – CGU, orientado pelos princípios da transparência, participação cidadã, prestação de contas e responsabilização (*accountability*) e é elemento essencial para consolidação da democracia. O 4° Plano de Ação Nacional em Governo Aberto com 11 compromissos, contou com a participação de 105 pessoas, representantes de 88 instituições, sendo 39 organizações da sociedade civil, 39 órgãos da administração pública federal e 10 órgãos das administrações públicas estaduais e municipais. Dos 4 temas priorizados pela sociedade civil Governo aberto e recursos hídricos (BRASIL, 2018, p.19) foi o 3°

item, ou seja, tema, mais votado pela sociedade civil no 4º Plano de Ação Nacional em Governo Aberto com a descrição de “levantamento e disponibilização de dados e políticas públicas que têm repercussão ou que sofram impacto da gestão dos recursos hídricos. Com vistas a dar maior transparência sobre a situação das águas no país e dos desafios para a melhoria de suas disponibilidades em qualidade e quantidade”. O tema mais votado foi Transparência Fundiária, Governo Aberto e Clima (2º) e Transparência Governamental (4º). Os referidos temas também foram aderidos aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável – ODS da Agenda 2030. O compromisso número 10 do tema Governo Aberto e Recursos Hídricos tem como objetivo:

“aperfeiçoar o Sistema Nacional de Informações de Recursos Hídricos (SNIRH) com vistas ao fortalecimento dos Comitês em áreas críticas para gestão integrada dos Recursos Hídricos. O compromisso busca mecanismos para viabilizar o levantamento e a disponibilização de dados de políticas públicas que têm repercussão na gestão dos recursos hídricos, com vistas para mostrar a situação em que se encontram as águas no Brasil e de como melhorar a disponibilidade em qualidade e quantidade. ODS 6.5 – implementar gestão integrada dos recursos hídricos em todos os níveis. ODS 16.7 – garantir a tomada de decisão responsiva, inclusiva, participativa e representativa em todos os níveis.”

A implantação de governança prescinde não apenas dos atores, mas aperfeiçoar o SNIRH e para isso o monitoramento dos recursos hídricos é fundamental para o processo.

Proama

O Programa Águas para Manaus – PROAMA foi criado para levar água aos bairros das zonas norte e leste da capital amazonense, haja vista a baixíssima cobertura do serviço e interrupções de fornecimento de abastecimento. A administração é feita por meio de parceria – consórcio – entre a Prefeitura de Manaus e o Governo do Estado do Amazonas. A finalidade do Consórcio PROAMA é a prestação dos serviços de produção e fornecimento de água tratada, através de captação, tratamento, adução e reserva, na área do Complexo PROAMA, diretamente ou por meio de concessão, compreendendo esta prestação todas as etapas dos serviços, até a sua interligação à rede de distribuição da atual concessionária dos serviços públicos de abastecimento de água e esgotamento sanitário da cidade de Manaus, ou eventual sucessora (MANAUS, 2014c). Prazo da concessão até 2045.

Para a implantação do PROAMA foram realizadas, em 2014, duas (2) audiências públicas com o objetivo de apresentar o plano de saneamento do PROAMA, respectivos embasamentos à apreciação pública, bem como levar à discussão para tomar conhecimento dos anseios dos usuários e da sociedade civil, e, promover governança. A participação da sociedade civil foi registrada em ata (MANAUS, 2014b) conforme trecho a seguir:

Por fim, a palavra foi concedida àqueles que dela quisessem fazer uso e, foram feitas várias manifestações em relação à falta d’água e esgotamento sanitário em Manaus, cobranças abusivas de faturas realizadas pela Concessionária Manaus Ambiental, péssimo atendimento prestado pela Manaus Ambiental, com relação ao Plano está sendo fracionado, ou seja, deveria ser apresentado 4 (quatro) vetores e não apenas dois e foi solicitado que fizessem uma nova audiência pública em decorrência do exíguo prazo concedido para a apresentação do prazo.

Nada foi registrado como resposta e o coordenador da mesa concordou com a realização de nova audiência. Na segunda audiência realizada em 11/9/2014 a participação da sociedade civil foi registrada conforme texto adiante (MANAUS, 2014c):

Indicados (Iniciados, supomos, grifos nossos) os debates, foi dada a palavra livremente aos inscritos. Foram os seguintes os questionamentos: a) Se o valor da tarifa praticada pelo futuro operador poderá sofrer reajuste e em que periodicidade? Resposta: Será da mesma forma que o Contrato de Concessão, ou seja, reajuste anual com base no IGPM-FVG e quinquenal, de modo extraordinário. b) A tarifa social seria criada e permaneceria nesse novo contrato? Resposta: A tarifa social já está em vigor e para que o usuário seja beneficiário de tal direito basta que compareça a um dos postos de atendimento da Manaus Ambiental levando o comprovante do bolsa família. Não haverá nenhuma modificação. c) Quais as razões para o alto índice de perdas de água? Resposta: São vários os fatores determinantes para que a cidade de Manaus tenha o maior índice de perdas do Brasil. A maioria das unidades consumidoras são taxadas (exemplo: 30m³) e acabam consumindo mais, vazamentos visíveis e invisíveis, fraudes no sistema (desvio e furto de água). As respostas foram dadas pelo próprio Coordenador e pelo Diretor Executivo do Consórcio PROAMA.

Percebe-se, pelo que foi registrado em atas das audiências, a fragilidade em que a sociedade civil está submetida, pois respostas com pesos a favor da concessionária, por questões óbvias, haja vista, inclusive, que foram respondidas por membro executivo da concessionária. Tem-se conhecimento sobre a grande quantidade de perdas devido à falta de investimentos em instalações, tubulações, equipamentos, reservatórios, enfim na infraestrutura de distribuição e reserva de água. Falta esta consubstanciada, sobretudo, até os dias de hoje, quando se observa a escassez de rede de drenagem, falta de coleta de esgotamento sanitário e incipientes investimentos em tratamento de esgotos na cidade de Manaus. Ressalta-se, também, que o PROAMA foi criado para melhoria do abastecimento de água em 2014, ou seja, uma cidade que está às margens do Rio Negro, um dos maiores rios em volume de água do mundo, pertencente a maior bacia hidrográfica de água doce mundial, com problemas de falta de água por deficiência de distribuição à população. É inconcebível, do ponto de vista técnico, que isso

ocorra na cidade de Manaus, pois até a data da publicação deste artigo ainda ocorre falta e interrupções constantes de abastecimento de água.

Observatório da Governança das Águas

A construção do Observatório da Governança das Águas – OGA foi criado a partir de pesquisas e oficinas junto a uma centena de atores do Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos e em 2015 foi realizada, na cidade de São Paulo, uma Oficina “CONSTRUÇÃO DO OBSERVATÓRIO DAS ÁGUAS – para monitorar o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos” (OGA, 2022). Em outubro de 2019 a OGA lançou o Protocolo de Monitoramento de Governança das Águas, que segundo LIMA, (SIMPÓSIO XXIV), o qual foi aderido pelo Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Tarumã-Açu – BHTA em março de 2021. O referido protocolo consiste em planilha que avalia indicadores relacionados com dimensões: legal e institucional (exemplo: regulamentação de instrumentos de gestão; cumprimento das atribuições legais dos colegiados e conteúdo das deliberações); capacidades estatais (ex.: programas permanentes e investimentos em capacitação, Fundo de Recursos Hídricos); instrumentos de gestão (Sistema de Informações; Estágio de implementação do Sistema de Informações); interação estado sociedade (Capacitação para a participação nos colegiados (Conselhos e Comitês); campanhas de sensibilização); relações intergovernamentais (Integração dos Órgãos públicos setoriais (saneamento, meio ambiente, etc.) com recursos hídricos; metas comuns entre a política de recursos hídricos e outras políticas setoriais afins). Assim, o referido protocolo poderá ser aplicado na BHTA e Bacia Hidrográfica do Rio Puraquequara, com o objetivo de diagnosticar a gestão dos comitês e a partir dos resultados iniciar tomadas de medidas para melhoria da gestão dos recursos hídricos do Amazonas.

Princípios da OCDE para a governança das águas

A Organização para a Cooperação e Desenvolvimento (OCDE) estabeleceu 12 princípios para a governança das águas, fundamentados em três dimensões (eficiência, eficácia, compromisso e confiança). De acordo com OCDE (2015):

os princípios foram desenvolvidos segundo a premissa de que não há uma solução única que sirva de forma universal a todos os desafios da água, mas antes um leque de opções construídas sobre uma diversidade de sistemas jurídicos, administrativos e organizacionais dentro de cada país e entre vários países. Reconhece-se que a governança é altamente contextual, que as políticas públicas têm de ser adaptadas a recursos hídricos e territórios distintos, e que os modelos de governança se têm de adaptar à evolução das circunstâncias. Os Princípios baseiam-se em noções mais amplas de boa governança: legitimidade, transparência, responsabilização, direitos humanos, primado da lei e inclusividade.

A visão geral dos princípios para governança das águas é apresentada na Figura 12.



Figura 12 – Princípios da OCDE para a governança.

Fonte: OCDE (2015).

Em uma visão mais detalhada, considerando a dimensão da eficácia, o princípio 1 refere-se à atribuição com clareza dos papéis e responsabilidades na formulação de políticas da água, na sua implementação, na gestão, na regulação e coordenação entre as autoridades partícipes.

No âmbito da dimensão eficiência o princípio 5 de “produzir, atualizar e partilhar em tempo útil dados e informações consistentes, comparáveis e politicamente relevantes para as políticas da água e com ela relacionados, e usá-los para orientar, avaliar e melhorar essas políticas” (OCDE, 2015). A obtenção pode ser por meio da, por exemplo, promoção do envolvimento dos atores na implementação e concepção de dados sobre as águas e a devida disponibilização da transparência (bancos de dados, relatórios, mapas etc.).

Na dimensão do compromisso e confiança o princípio 9 dispõe que “generalizar práticas de integridade e transparência em todas as políticas, instituições e quadros de governança da água de forma a melhorar a responsabilização e

aumentar a confiança nos processos de decisão” (OCDE, 2015) e isso pode ser obtido, por exemplo, por intermédio de diagnóstico e mapeamento dos potenciais fatores de risco e de corrupção nas instituições relacionadas com a água, inclusive na contratação pública de serviços.

Para a UNDP/WGF/UNICEF (2015) “a crise global da água e saneamento está enraizada principalmente na pobreza, poder e desigualdade, não na disponibilidade física. É, antes de tudo, uma crise de governança. A má gestão dos recursos, a corrupção, a falta de instituições apropriadas, a inércia burocrática, a capacidade insuficiente e a escassez de novos investimentos prejudicam a governança efetiva da água ...”

Considerações Finais

Atores envolvidos em governança, tais como Organizações da Sociedade Civil – OSC, Organizações Não Governamentais – ONG, Parceria para Governo Aberto (*Open Government Partnership – OGP*), grupos empresariais, empresas privadas, bem como as instituições públicas têm contribuído para implantar ações voltadas para a gestão dos recursos hídricos, mas a integração entre os atores ainda está em construção, ou seja, as ações estão dispersas e fragmentadas.

Os recursos financeiros disponibilizados pelos atores da governança para a gestão dos recursos hídricos no Estado do Amazonas, devem ser objeto de ampla discussão por toda a comunidade envolvida, para que se tenha um direcionamento otimizado desses valores e que devem ser voltados ao atendimento das principais necessidades do meio ambiente e da sociedade, com essas ações observaremos de fato os Princípios da Governança da Água.

A prestação de contas e a avaliação da aplicação dos recursos financeiros, junto a gestão dos recursos hídricos precisam ser levados ao conhecimento da sociedade civil, de forma a divulgar todos os dados inerentes ao bom emprego, bem como, àquelas ações que não surtiram bons impactos ou que não se mostraram tão exitosos, para sobretudo, sustentar o princípio da transparência.

Para a governança das águas princípios de integridade, transparência, justiça, bem como a associação com questões de pobreza, socioambientais, ética, cooperação, são fundamentais e devem andar alinhados para o aprimoramento da gestão dos recursos hídricos.

Conclui-se que não há um modelo e nem um caminho ideal para a governança da água, pois depende de vários contextos como: social, ambiental, econômico, político e institucional, ou seja, cada cenário carrega consigo suas excepcionalidades, particularidades, peculiaridades e especificidades e o grande desafio está na coordenação das ações entre todos os atores da governança.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, agradeço também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua, Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

Os autores agradecem também à Universidade do Estado do Amazonas (UEA) e a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA).

Referências Bibliográficas

A Crítica.; 2022. Vazante acelerada está causando racionamento em municípios da calha do Rio Solimões. Disponível em: <<https://www.acritica.com/vazante-acelerada-esta-causando-acionamento-em-municipios-da-calha-do-rio-solim-es-1.284270>> Acesso em: 22 out. 2022.

Agência Nacional de Águas - ANA.; 2016. PROGESTÃO. Disponível em: <<https://progestao.ana.gov.br/panorama-dos-estados/am>> Acesso em: 14 out. 2022.

Agência Nacional de Águas - ANA.; 2016. Resolução Nº 1.190 de 03 de outubro de 2016. PROCOMITÊS. Disponível em: <<https://arquivos.ana.gov.br/resolucoes/2016/ANALegis/LEGISResolucao1190-2016.pdf?164439>> Acesso em: 21 out. 2022.

AMAZONAS.; 2015. Diário Oficial do Estado (DOE). Número 33166, ANO CXXI. Lei N.º 4.250, de 16 de novembro de 2015. Disponível em: <https://legisla.imprensaoficial.am.gov.br/diario_am/12/2015/11/1692?o=1> Acesso em: 11 out. 2022.

AMAZONAS.; 2015. Poder Legislativo. Assembleia Legislativa do Estado do Amazonas. Lei nº 3.167, de 28 de agosto de 2007. Seção VI. Do Fundo Estadual de Recursos Hídricos. Disponível em: <https://sapl.al.am.leg.br/media/sapl/public/normajuridica/2007/7622/7622_texto_integral.pdf> Acesso em: 14 out. 2022.

AMAZONAS.; 2022. Secretaria de Estado da Fazenda – SEFAZ. Portal da transparência do Estado do Amazonas. Disponível em: <http://www.transparencia.am.gov.br/> <<http://www.transparencia.am.gov.br/programas-e-acoes/loa-lei-orcamentaria-anual/>> Acesso em: 21 out. 2022.

AMAZONAS.;2021. Secretaria de Estado de Meio Ambiente – SEMA. Portaria SEMA Nº 90, de 19 de agosto de 2020. Regimento Interno do Fundo Estadual de Recursos Hídricos Acesso em: 19 out. 2022. Disponível em:

<<http://meioambiente.am.gov.br/wp-content/uploads/2021/01/Portaria-90-de-19-08-20-Regimento-FERH.pdf>>

AMAZONAS.; 2019. Secretaria de Estado de Meio Ambiente – SEMA. Plano Estadual de Recursos Hídricos do Amazonas PERH/AM. Relatório Técnico RT 03 - diagnóstico, prognóstico e cenários futuros dos recursos hídricos do estado. Tomo II Relatório Preliminar. Disponível em: <<http://meioambiente.am.gov.br/wp-content/uploads/2016/04/Produto-II-Diagn%C3%B3stico-Progn%C3%B3stico-e-Cen%C3%A1rios-volume-II.pdf>> Acesso em: 25 out. 2022.

Amazônia Real.; 2022. Cenas da seca do Rio Negro em Cacau-Pirêra. Disponível em: <<https://amazoniareal.com.br/as-cenas-da-seca-do-rio-negro-em-cacau-pirera/>> Acesso em: 22 out. 2022.

Banco Central do Brasil. Cotações e boletins.; 2019. Disponível em: <<https://www.bcb.gov.br/estabilidadefinanceira/historicocotacoes>> Acesso em: 27 out. 2022.

BRASIL.; 2018. Ministério da Transparência e Controladoria Geral da União. Secretaria de Transparência e Prevenção da Corrupção. Diretoria de Transparência e Controle Social. Coordenação Geral de Governo Aberto e Transparência. 4º Plano Nacional de Governo Aberto. Brasília.

BRASIL.; 1997. Presidência da República. Casa Civil. Subchefia para Assuntos Jurídicos. Lei N° 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Política Nacional de Recursos Hídricos. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19433.htm> Acesso em: 20 out. 2022.

Bursztyn, Marcel; Bursztyn, Maria Augusta. 2012. Fundamentos de política e gestão ambiental: os caminhos do desenvolvimento sustentável. – Rio de Janeiro: Garamond, 612p.

Cenarium.; 2019. Cidade flutuante: seca, lixo e descaso ao meio ambiente no Tarumã. Disponível em: <<https://revistacenarium.com.br/cidade-flutuante-seca-lixo-e-descaso-ao-meio-ambiente-no-taruma/>> Acesso em: 22 out. 2022.

IBGE.; 2023. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/am/manaus/panorama>> Acesso em: 21 junho. 2023.

Lima, M.; 2021. et al. XXIV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. A construção do Observatório da Governança das Águas – desafios e oportunidades. Belo Horizonte - MG.

MANAUS.; 2014. Prefeitura de Manaus. Consórcio Público PROAMA. Casa Civil. Ata da audiência pública do plano municipal de saneamento básico do município de Manaus nos quesitos água potável e esgotamento sanitário. Disponível em: <https://casacivil.manaus.am.gov.br/wp-content/uploads/2014/05/PROAMA_ATA.pdf> Acesso em: 12 out. 2022.

MANAUS.; 2014. Prefeitura de Manaus. Consórcio Público PROAMA. Casa Civil. Ata da audiência pública referente ao edital de licitação de concessão de prestação de serviços públicos de produção, fornecimento de água tratada por atacado, com operação e manutenção de captação, adução e reservação, exclusivamente no complexo PROAMA. Disponível em: <<https://casacivil.manaus.am.gov.br/wp-content/uploads/2014/09/Ata-dia-11.09-revisada.pdf>> Acesso em: 12 out. 2022.

MANAUS.; 2014. Prefeitura de Manaus. Consórcio Público PROAMA. Casa Civil. Estatuto do Consórcio Público PROAMA. Disponível em: <https://www2.manaus.am.gov.br/docs/portal/secretarias/casacivil/ugpm_agua/estatuto-consorcio-publico-proama.pdf> Acesso em: 12 out. 2022.

Nascimento, I.; 2014. Globalização ambiental – organizações não governamentais e redes na Amazônia. Manaus: Editora Valer e Fapeam, 2014. 340p.

Observatório da Governança das Águas.; 2015. Documento base de criação do Observatório da Governança das Águas do Brasil. Disponível em: <<https://observatoriodasaguas.org/wp-content/uploads/sites/5/2020/07/Observat%C3%B3rio-das-%C3%81guas-vfinal-1.pdf>> Acesso em: 24 out. 2022.

OCDE.; 2015. Princípios da OCDE para a governança da água.; Disponível em: <<https://www.oecd.org/cfe/regionaldevelopment/OECD-Principles-Water-portuguese.pdf>> Acesso em: 26 out. 2022.

Ribeiro, N. B.; Johnsson, R. M. F.; 2018, Discussões sobre governança da água: tendências e caminhos comuns. Ambiente & Sociedade, São Paulo. Vol. 21;

UNDP Water Governance Facility/UNICEF.; 2015. “WASH and Accountability: Explaining the Concept” Accountability for Sustainability Partnership: UNDP Water Governance Facility at SIWI and UNICEF. Stockholm and New York. <http://www.watergovernance.org/> <<https://www.unicef.org/media/91311/file/Accountability-in-WASH-Explaining-the-Concept.pdf>> Acesso em: 27 out. 2022.

GESTÃO AMBIENTAL EM UMA ORGANIZAÇÃO SOCIAL DE SAÚDE: PRIMEIROS PASSOS E DESAFIOS

¹Everton Tumlilheiro Rafael

¹Centro de Estudos e Pesquisas Doutor João Amorim, e-mail: everton.tumlilheiro@cejam.org.br

Palavras-chave: Gestão Ambiental; Organização Social de Saúde; Sustentabilidade Empresarial

Resumo

Este trabalho expõe os passos tomados na implantação da gestão ambiental na Organização Social de Saúde Centro de Estudos e Pesquisas Doutor João Amorim (CEJAM), bem como seus desafios e resultados. Entende-se por gestão ambiental um processo contínuo e adaptativo, por meio do qual uma organização define (e redefine) seus objetivos e metas relativas à proteção do ambiente e à saúde e segurança de seus empregados, clientes e comunidade, assim como seleciona as estratégias e meios para atingir tais objetivos em determinado período de tempo, por meio da constante interação com o meio ambiente externo. Reafirma-se a suma relevância da gestão ambiental no gerenciamento de serviços de saúde, bem como o seu enorme potencial de contribuição na economicidade de recursos, impactando positivamente no vigor financeiro das instituições, se tornando uma aliada importante às organizações sociais de saúde no direcionamento de seus contratos.

Introdução

Entende-se por gestão ambiental um processo contínuo e adaptativo, por meio do qual uma organização define (e redefine) seus objetivos e metas relativas à proteção do ambiente e à saúde e segurança de seus empregados, clientes e comunidade, assim como seleciona as estratégias e meios para atingir tais objetivos em determinado período de tempo, por meio da constante interação com o meio ambiente externo.

Em várias partes do mundo, iniciativas públicas e privadas que visam a redução dos impactos ambientais da indústria da saúde têm buscado superar as limitações das abordagens restritas ao controle de poluição, tais como o tratamento de resíduos e efluentes.

No âmbito da saúde pública, o modelo de gestão de serviços públicos de saúde por meio de parceria público-privada com as Organizações Sociais de Saúde tem se constituído em alternativa válida e de sucesso ao tradicional modelo de administração direta de serviços pelo poder público.

O Centro de Estudos e Pesquisas Doutor João Amorim (CEJAM) é uma OSS que reconhece que sua cadeia de processos e atividades inerentes à gestão e operacionalização de serviços de saúde são potencialmente impactantes no âmbito ambiental, visto requerer um alto consumo de recursos naturais e consequentemente a geração de poluentes e outros possíveis agentes nocivos ao meio ambiente e à saúde pública, evidenciando a suma importância da implantação da gestão ambiental.

Este trabalho tem por objetivos mapear e conectar as principais partes interessadas internas e externas relacionadas a gestão ambiental institucional, diagnosticar as demandas e temas ambientais relacionados às atividades da organização social de saúde, estabelecer escopo do setor de gestão ambiental institucional, estruturar plano de ações e estratégias de implementação, monitorar resultados quanti-qualitativos.

Materiais e métodos

Por meio da diretoria técnica da instituição, foi recomendada a implantação da gestão ambiental corporativa, de modo também a introduzir futuras boas práticas em sustentabilidade em todos os serviços e unidades geridas pela organização social de saúde.

Com a admissão de um supervisor de responsabilidade ambiental foi iniciado um mapeamento das partes interessadas internas e externas, focando especificamente a área de Gestão Ambiental, divididas em 7 grandes grupos, sendo eles: Diretoria, Clientes, Controle Social, Departamentos Internos, Força de Trabalho, Parceiros e Fornecedores. As mesmas foram avaliadas quanto ao

poder e interesse (e influência), gerando uma matriz que contribuiu na compreensão do perfil de comportamento relacional que a área de Gestão Ambiental deveria desempenhar com cada parte interessada, a saber: Monitorar, Manter Informado, Manter Satisfeito e Gerenciar. (Figura 1)

Mapeamento de Stakeholders Gestão Ambiental - Exemplo

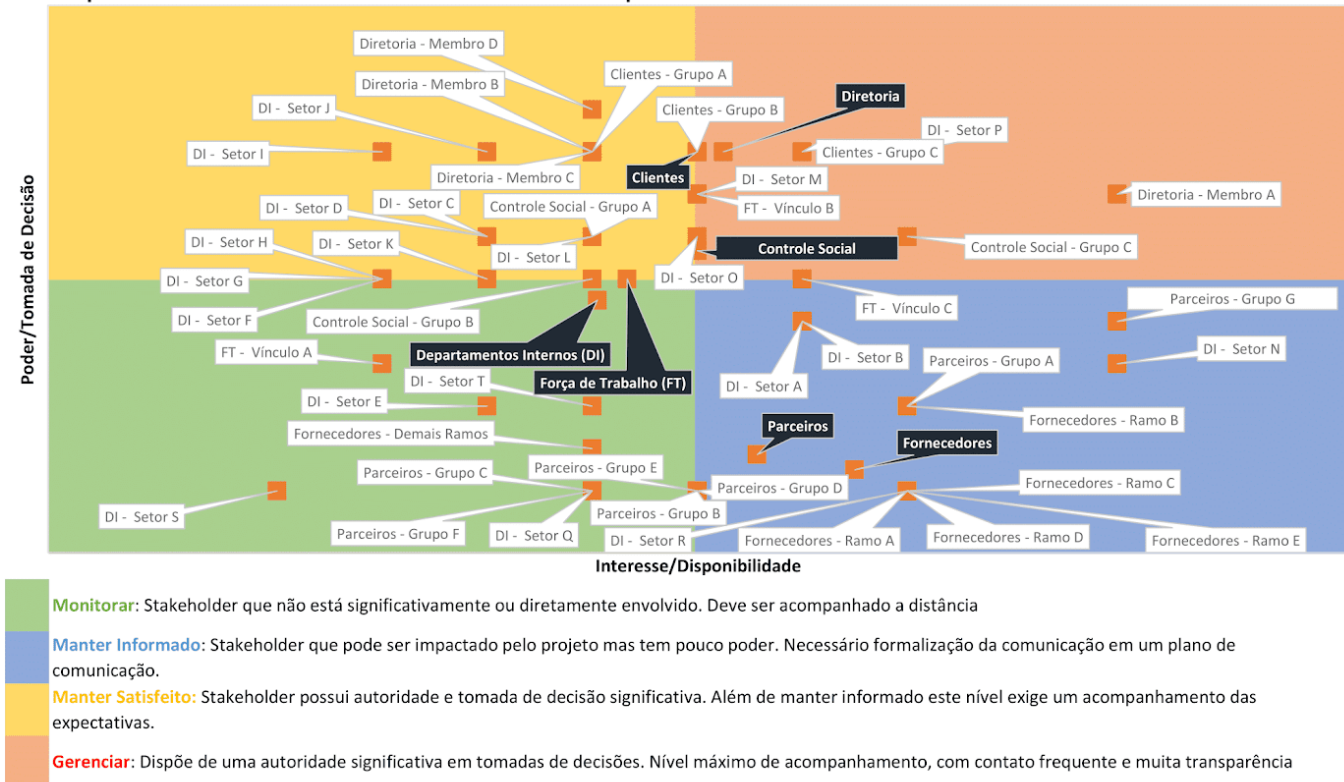


Figura 1. Matriz produto do mapeamento de partes interessadas internas e externas na Gestão Ambiental (nomes fictícios).

Posteriormente, foram promovidos espaços de diálogos com representantes das diferentes partes interessadas, de maneira aleatória, para compreender quais os temas consideravam prioritários quanto a gestão ambiental na instituição, além de pesquisa e benchmarking em diferentes empresas do ramo saúde quanto ao escopo da gestão ambiental empresarial adotado comumente nesse mercado. Neste momento, acentuou-se na pesquisa o papel de uma organização não governamental, o Projeto Hospitais Saudáveis (PHS), como referência as organizações de saúde. Essa organização, conforme seu website informa, é “dedicada a promover o conhecimento e mobilizar pessoas e instituições em prol da sustentabilidade do setor saúde e da saúde pública e ambiental”, sendo ainda representante e coordenadora das atividades da Health Care Without Harm (Saúde sem Dano) e da Rede Global Hospitais Verdes e Saudáveis (Global Green Health Hospitals, em inglês) no Brasil.

Dessa forma foram constatados os seguintes temas materiais: Resíduos, Água, Energia, Ambiência e Infraestrutura, Áreas Verdes, Economicidade, Promoção a Saúde Ambiental, Educação Ambiental, Cultivo de Hortas, Economia Circular e Plantio de Árvores.

Para um primeiro momento, compreendeu-se a importância de uma integração das partes interessadas, exclusivamente internas, de modo a proporcionar oportunidades para brainstorming e compartilhamento de intenções e opiniões sobre os diferentes temas materiais, sendo realizadas reuniões e rodas de conversa com diferentes representantes de departamentos internos da sede administrativa da instituição, denominada matriz, tendo a participação também de representantes de unidades e serviços, denominados filiais, em algumas discussões pontuais. Os temas materiais foram discutidos de maneira ampla mas também conduzidos a um estreitamento e foco pontuando o nível de urgência, aplicabilidade e dimensão de demandas reais e da prática profissional de cada participante.

Concomitante, a instituição constituiu o setor de responsabilidade ambiental, atribuindo uma equipe técnica lotada em sua sede administrativa, vinculada especificamente ao seu Instituto de Responsabilidade Social, composta por Supervisor Técnico e Analista Ambiental, prevendo posterior aditivo a Gestor Ambiental, que juntos contribuem a Alta Administração e sua Gestão Estratégica na efetivação e incorporação da Gestão Ambiental.

Além disso, identificou-se e consolidou-se demais incrementos de recursos humanos técnicos e operacionais para atuar/corroborar a gestão ambiental nos demais níveis de planejamento (tático e operacional) e atendendo a complexidade dos serviços de saúde, sugerindo um escopo que norteasse um padrão institucional:

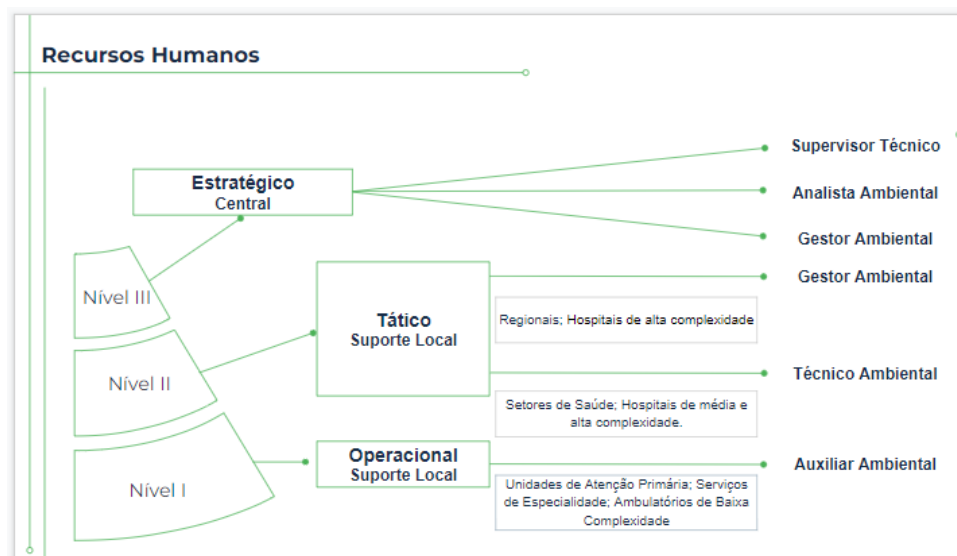


Figura 2: Modelo proposto de composição de recursos humanos na gestão ambiental de acordo com nível de planejamento e tipo de serviço.

Baseado na construção coletiva dos temas materiais e demandas ambientais, foram construídas as seguintes Diretrizes de Gestão Ambiental:

Diretrizes de Recursos Hídricos: Compreender e documentar as fontes de abastecimento de água disponíveis; Criar alternativas para captação e utilização de água pluvial; Estabelecer planos e processos de abastecimento e redundância que garantam resiliência (continuidade do serviço em situações de interrupções do fornecimento primário); Realizar manutenções preventivas das tubulações de água e esgoto; Verificar e promover o conserto de vazamentos nos equipamentos que utilizam água durante seu uso (sanitários, pias, lavanderia, caldeira etc); Instalar equipamentos que promovam a melhoria do consumo de água como temporizadores e arejadores de torneira, regulagem de descarga, recirculação de água fria no sistema de aquecimento de água etc.; Compreender, documentar e analisar métricas de consumo de água e oportunidades de redução; Incentivar nas instalações projetos e práticas econômicas e de alto retorno.

Diretrizes de Recursos Energéticos: Buscar oportunidades para implantação de projetos de produção energética limpa, de baixo carbono, nas unidades de saúde; Realizar manutenção e troca de equipamentos para reduzir a energia consumida; Compreender, documentar e monitorar métricas e oportunidades, projetos e práticas de redução de consumo de energia; Introduzir, monitorar e requalificar equipamentos e sistemas para um desempenho máximo e otimização da eficiência energética; Introduzir conceitos relacionados ao combate de mudanças climáticas na gestão de recursos energéticos;

Diretrizes de Gerenciamento de Resíduos: Estabelecer padrões, metas e diretrizes de consumo e qualidade de insumos e produtos; Melhorar os processos e procedimentos para evitar desperdícios; Implementar os Planos de Gerenciamento de Resíduos de Serviços de Saúde nas unidades; Monitorar e controlar o gerenciamento de resíduos; Promover o conceito da economia circular através da utilização de materiais de vida útil prolongada e logística reversa; Implantar a segregação correta dos resíduos orgânicos com o objetivo de promover a compostagem; Fomentar e implementar a coleta seletiva; Buscar as melhores práticas e tecnologias para tratamento dos resíduos gerados; Garantir acondicionamento em recipientes e abrigos adequados; Reportar todo transporte de resíduos a ser realizado nos sistemas de gestão online de resíduos dos órgãos públicos competentes; Buscar a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos. Introduzir conceitos relacionados ao combate de mudanças climáticas na gestão de resíduos;

Diretrizes de Ambientes de Saúde: Reduzir iluminação, aquecimento, resfriamento e ventilação de ambientes com funcionalidade dependente de energia elétrica; Fomentar novas técnicas e tecnologias ecoeficientes utilizadas em manutenções prediais e novas obras e serviços de engenharia; Diminuir ou evitar processos de impermeabilização do solo nas unidades de saúde; Promover instalações com concepções cada vez mais acessíveis e inclusivas; Fortalecer a gestão ambiental no planejamento de empreendimentos, obras e serviços de engenharia; Produzir espaços mais agradáveis, acolhedores e ambiências que promovam humanização, inovando e produzindo novas abordagens e designers arquitetônicos “verdes”; Introduzir práticas de paisagismo, jardinagem e arborização nas instalações prediais; Gerir e garantir permanente manutenção das áreas verdes das instalações prediais.

Diretrizes de Boas Práticas em Compras: Selecionar fornecedores que promovam a remanufatura e o reuso de materiais e equipamentos; Estabelecer parcerias com empresas idôneas, legais e que agreguem valores sociais na comunidade local; Definir critérios ambientais para homologação, cadastro e guias aos fornecedores; Investir em treinamentos e capacitações para os colaboradores; Estabelecer e renovar catálogo de produtos e serviços ecológicos; Revisar e selecionar fornecedores compatíveis à política ambiental institucional.

Diretrizes de Saúde e Educação Ambiental: Contribuir com a ampliação, preservação e valorização da cobertura vegetal nas comunidades onde o CEJAM atua, implantando espaços de cultivo com capacidade produtiva alimentar,

proporcionando capacitação e difusão relacionado ao cultivo e manejo de plantas, plantando, preservando e conservando árvores e áreas verdes; Fortalecer e expandir a reciclagem de resíduos sólidos nas comunidades em que o CEJAM atua, ampliando a adesão de comerciantes a programas de logística reversa, proporcionando e disseminando soluções simples para reutilização de materiais recicláveis, viabilizando a expansão da coleta seletiva, incentivando a criação de pontos de entrega voluntária (PEV) de resíduos, divulgando e valorizando o trabalho dos catadores de materiais recicláveis, facilitando e contribuindo com o acesso e atenção em saúde para catadores de materiais recicláveis; Articular e mobilizar atores da iniciativa privada, políticas públicas, líderes comunitários e instituições do terceiro setor em prol de soluções, projetos e ações de impacto socioambiental nas comunidades em que o CEJAM atua.

Posteriormente culminando um diagrama departamental para a Gestão Ambiental:



Figura 3: Diagrama departamental do departamento de responsabilidade ambiental CEJAM.

O setor de Saúde e Educação Ambiental foi didaticamente dividido em dois programas denominados CEJAM Muda (programa focado na promoção de áreas verdes por meio da agricultura urbana e arborização) e CEJAM Recicla (programa de incentivo a economia circular por meio de práticas de reciclagem, logística reversa, reutilização de materiais e valorização de catadores de material reciclável).

O setor de Gerenciamento Ambiental se estruturou em cinco áreas: Resíduos, Recursos Hídricos, Eficiência Energética, Ambientes em Saúde e Compras Ecoeficientes.

Para cada programa e área de atuação dos setores foram estabelecidos planos de ações, baseados nas diretrizes da gestão ambiental institucional. Para tanto inicialmente foi compreendido melhor a capilaridade do interesse em todo o corporativo, se utilizando de um instrumento similar ao mapeamento das partes interessadas, porém interseccionando os interesses do nível estratégico da instituição com o nível local das lideranças.

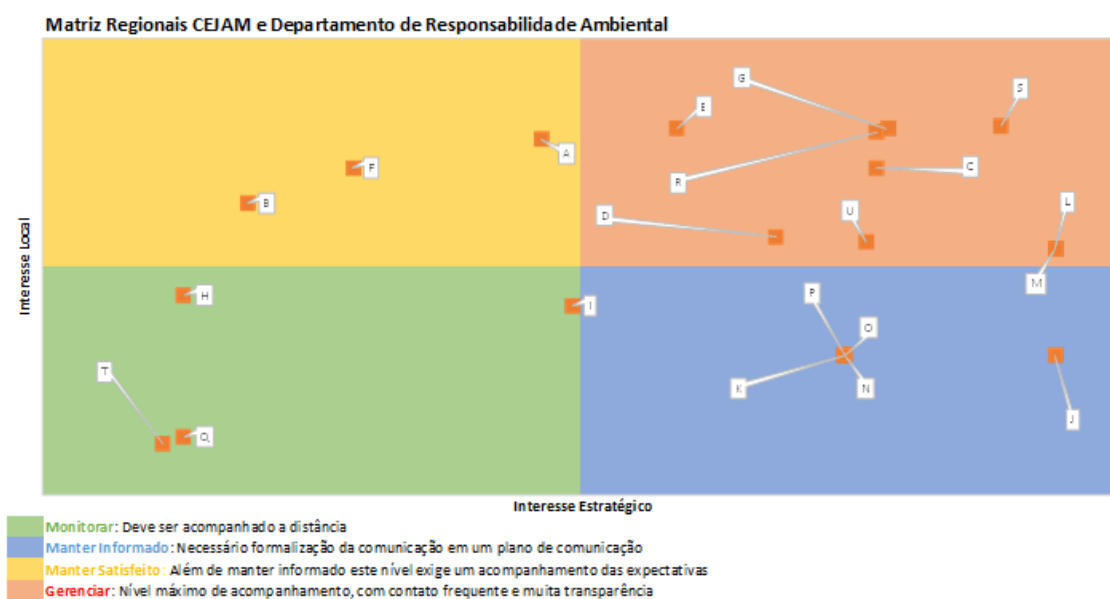


Figura 4. Matriz produto do mapeamento de interesse das [sub]regionais e setores CEJAM na Gestão Ambiental (informações fictícias).

Corroborando a esse mapeamento, foram realizadas análises SWOT de cada regional compreendendo especialmente os temas materiais que cada setor e/ou unidade tinha maior ou menor potencial.

Assim foram desenvolvidos projetos e um plano de ações capazes de serem executados a curto, médio e longo prazo, atendendo as diferentes diretrizes de gestão ambiental estabelecidas.

Por fim foi rastreado e estruturado um aparato de programas e demais estruturas externas que contribuíssem como meios de implementação das futuras práticas de gestão ambiental, tais como programas de incentivo, certificações e selos.

Meio de Implementação	Prazo	Local
Rede Global Hospitais Verdes e Saudáveis	Curto	Todas as unidades (Exceto Atenção Primária)
Sistema de Gestão de Ambiental ISO 14001	Médio	Sede
Programa Brasileiro GHG Protocol	Longo	Todas as unidades
Certificação Sistema de Gestão de Energia ISO 50001	Longo	a definir
Green Kitchen	Curto	a definir
Neutro de Carbono	Longo	Todas as unidades

Figura 5. Tabela de meios de implementação.

O departamento de Responsabilidade Ambiental do CEJAM foi implantado e iniciou suas atividades em Janeiro de 2022, sendo incrementados recursos humanos como 1 supervisor, 1 analista e 1 técnico ambiental, além do aproveitamento de 2 Gestores e 30 Agentes pré-existentis.

Instituiu-se uma Política Ambiental, demonstrando a forma como a instituição atua para garantir a conservação do meio ambiente, a ecoeficiência de suas operações, o desenvolvimento socioambiental e a transparência em suas ações e atuação institucional.

Foram estabelecidas ferramentas de monitoramento de gerenciamento ambiental e de projetos de educação ambiental, além da adesão de 20 serviços de saúde no PHS.

Quanto aos recursos hídricos, foi estabelecida parceria com empresa especialista em soluções de economia de consumo de água, implantando tecnologias em 70% dos hospitais geridos, sendo que em um hospital já economizando mais de 7.000m³ de água. Também foi viabilizada a ampliação de 50% da capacidade de armazenamento de água de reúso e pluvial para finalidades não potáveis em toda a rede.

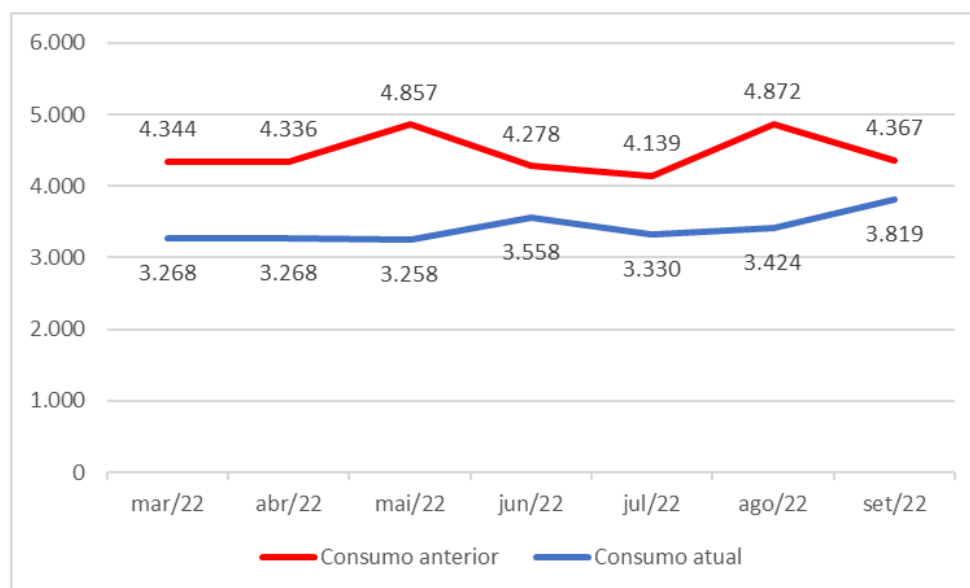


Figura 6: Comparativo de padrão de consumo do Hospital Geral de Carapicuíba, sob a gestão do CEJAM, antes e posteriormente a implantação de projeto de economia.

A eficiência energética tem sido um grande desafio, porém a participação em editais do Programa de Eficiência Energética da ANEEL tem sido empenhado. Atualmente há 1 hospital com painel solar implementado que neste ano já produziu mais de 21.000KWh, porém ainda representando apenas 9% da matriz elétrica da instalação. Foi viabilizada a conclusão de troca de 100% de lâmpadas fluorescentes por LED em todos os hospitais geridos.

Matriz elétrica Hospital e Maternidade Sotero de Souza

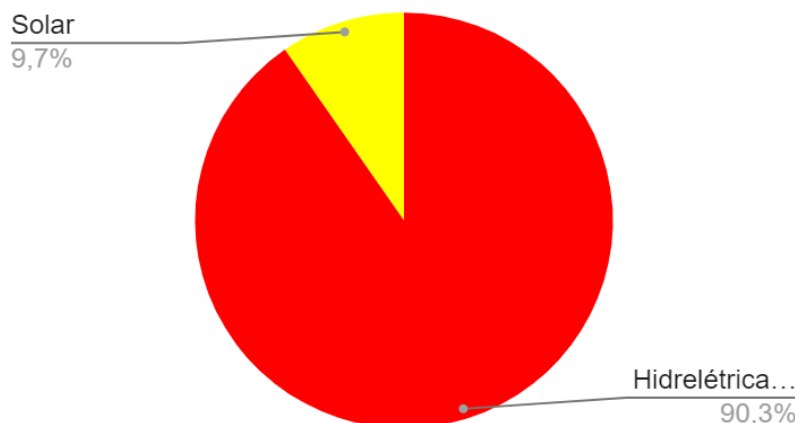


Figura 7: Matriz elétrica Hospital e Maternidade Sotero de Souza, sob a gestão do CEJAM.

No âmbito de resíduos foi elaborado modelo institucional do Plano de Gerenciamento de Resíduos de Serviços de Saúde, com melhorias nos padrões de destinação final com iniciativas de economia circular como logística reversa, reciclagem e coprocessamento, diagnóstico estrutural de abrigos de resíduos com propostas de melhorias, treinamento dos profissionais com enfoque na diminuição de resíduos infectantes. A exemplificar, um hospital piloto conseguiu garantir um aumento, apesar de discreto, na destinação de papéis/papelão para a reciclagem em todos os meses deste ano comparado ao ano passado.

Destinação de Resíduos tipo papel/papelão para a reciclagem no Hospital Geral de Itapevi

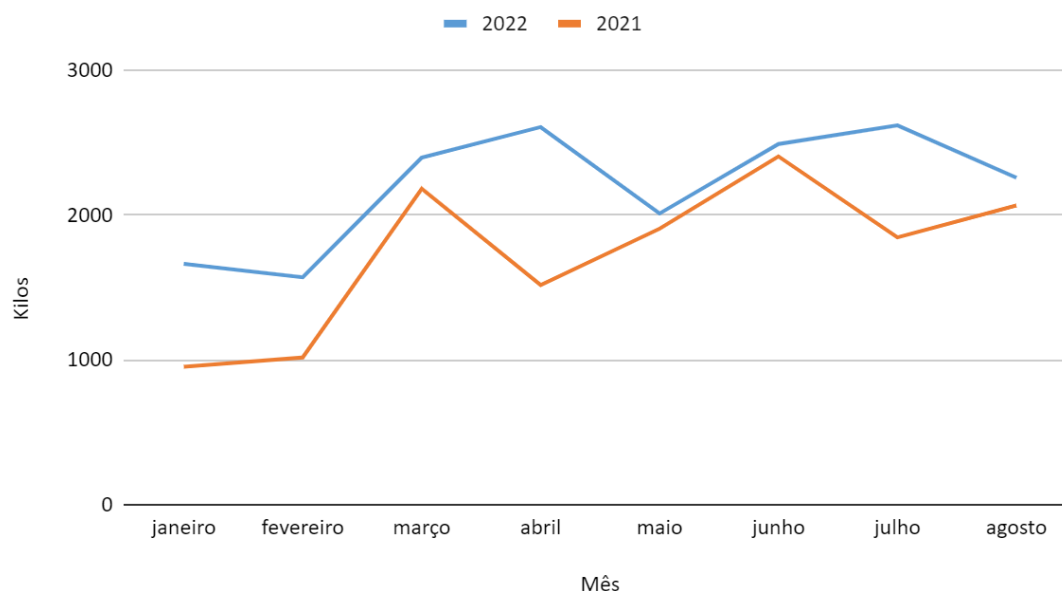


Figura 8: Destinação de resíduos tipo papel/papelão para a reciclagem no Hospital Geral de Itapevi, sob a gestão do CEJAM.

Quanto a ambientes em saúde, tem sido investido esforços para a elaboração de espaços mais acolhedores e com mais áreas verdes. Cerca de 10 unidades receberam ações de revitalização de espaços, foram incentivadas ações de preservação de arborização nos lotes, com o monitoramento ativo de mais de 1000 espécies arbóreas. Atualmente cinco projetos de melhorias em ambiências internas focados em embelezamento, acolhimento e concepções verdes em instalações de pediatria, saúde mental, maternidade e serviços de reabilitação.



Figura 9: Croqui projeto de ambiência para áreas de pediatria hospitalar elaborado sob a gestão do CEJAM (em fase de execução piloto)

As boas práticas de compras, apesar de tímidas, têm sido implementadas com a valorização de pequenas práticas locais, especialmente no incentivo da redução de resíduos descartáveis. A padronização de substâncias químicas também tem sido promovida com critérios ambientais.

Os projetos de educação ambiental tem resultado em impactos socioambientais de extrema importância no âmbito da agricultura urbana, arborização e economia circular, destacando-se os mais de 1200 m² de horta já implantados, quase 1 tonelada de pilhas e baterias coletadas e o plantio de mais de 250 mudas de árvores neste ano.

Indicador	Quantidade
Projetos de Agricultura Urbana	
Número total de profissionais que participaram em atividades relacionadas a horta neste mês	1056
Número total de usuários que participaram em atividades relacionadas a horta neste mês	1508
m ² total (aprox.) de espaço de horta que atualmente a unidade cuida:	1240
Projeto de Arborização	
Número de árvores plantadas neste mês	258
Número total de árvores que a unidade monitora	1075
Projetos de Incentivo a Economia Circular	
Número total de comerciantes que aderem a logística reversa em virtude do apoio da unidade	22
Número total de profissionais que participaram em atividades de artesanato com material reciclável neste mês	484
Número total de usuários que participaram em atividades de artesanato com material reciclável neste mês	3056
Quantidade (kg) de material reciclável reutilizado por artesanato e outras iniciativas neste mês	1248.3
Número total de Pontos de Entrega Voluntária de Resíduo Reciclável implantados pela unidade na comunidade (fora da unidade)	82
Percentual de unidades que possuem Ponto de Entrega Voluntária de algum tipo de resíduo, aberto ao público	44.34%
Quantidade (kg) pilhas e baterias destinada corretamente	955
Quantidade (litros) óleo de cozinha usado destinada corretamente	2021
Quantidade (kg) lixo eletrônico destinada corretamente	593.8
Quantidade (kg) filmes radiográficos obsoletos destinada corretamente	193.7
Número total de catadores que são acompanhados/apoiados/cuidados pela unidade	311
Percentual de catadores acompanhados/apoiados/cuidados pela unidade com carteira de vacina atualizada	87.14%
Número de pessoas (profissionais e usuários) que foram sensibilizados por atividade educativa relacionada a importância dos catadores neste mês	2175

Figura 10: Resultados alcançados nos projetos de agricultura urbana, arborização e economia circular nas unidades sob gestão do CEJAM.

Considerações Finais

A compreensão prévia das diferentes partes interessadas e sua relação com temas materiais inerentes à gestão ambiental em uma instituição é fundamental para uma implementação ágil e assertiva de um departamento especializado.

As demandas relacionadas a resíduos sólidos ocupam um grande montante das pautas ambientais relacionadas aos serviços de saúde. Já temas relacionados a recursos hídricos e energéticos, apesar de destacada importância, se apresentam dependentes de maiores investimentos tecnológicos para atuações e intervenções.

A área hospitalar apresenta maiores oportunidades para aplicação de soluções em ecoeficiência comparado a serviços de menor complexidade e dimensionamento, acreditando-se exatamente pela sua maior capacidade orçamentária e de impacto ambiental.

Práticas de compras baseadas sob a ótica da sustentabilidade são desafiadoras, especialmente no âmbito de gestão pública, porém inicialmente são possíveis de serem incentivadas pequenas iniciativas locais.

Ambientes de saúde são possíveis de serem transformados em espaços que permitem concepções verdes com projetos arquitetônicos que agreguem conceitos de acolhimento e humanização.

Além disso, percebe-se que os profissionais de saúde possuem um eminente potencial e apresentam alta adesão ao desenvolvimento de projetos de impacto socioambiental junto às comunidades que atendem.

Por fim, reafirma-se a suma relevância da gestão ambiental no gerenciamento de serviços de saúde, bem como o seu enorme potencial de contribuição na economicidade de recursos, impactando positivamente no vigor financeiro das instituições, se tornando uma aliada importante às organizações sociais de saúde no direcionamento de seus contratos.

Compreende-se os seguintes passos necessários: Implantação de diretrizes de compras sustentáveis no âmbito da política institucional; Captação de recursos para maior investimentos de eficiência energética; Aplicação de novas tecnologias e estratégias de circularidade de resíduos e redução daqueles infectantes; Apropriação e conquista dos desafios propostos pelo movimento Projeto Hospitais Saudáveis; Avanço na execução dos meios de implementação e planos de ação já estabelecidos. Construção de indicadores e respectivos dashboards de monitoramento estratégico;

Agradecimentos

O Autor gostaria de agradecer ao CEJAM, Projeto Hospitais Saudáveis e todos os colegas de trabalho pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

Andrade, R. O. B.; Tachizawa, T.; 2000. Gestão ambiental : enfoque estratégico aplicado ao desenvolvimento sustentável / . São Paulo: Makron Books do Brasil.

Ribeiro Filho, V. O.; 2005 Gestão ambiental na indústria da saúde no Brasil: a gestão da cadeia produtiva em favor da sustentabilidade ambiental.

PERSPECTIVAS DOS CURSOS HÍDRICOS URBANOS FRENTE À LEI 14.285/2021: O EXEMPLO DO MUNICÍPIO DE JOINVILLE/SC

¹Cristine Schuck, ²Níkolos Bitello Winck, ³Mauricio Andrades Paixao, ⁴Maria Cristina de Almeida Silva, ⁵Cristhiane Michiko Passos Okawa

¹Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil, e-mail: cristine.schuck@gmail.com;

²Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil, e-mail: nikolas@ambengenharia.com;

³Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil, e-mail: mauricio.paixao@iph.ufrgs.br;

⁴Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil, e-mail: maria.almeida@ufrgs.br;

⁵Universidade Estadual de Maringá, Maringá, PR, Brasil, e-mail: cmpokawa@uem.br

Resumo

O A ocupação das margens dos cursos hídricos é historicamente acompanhada do crescimento e desenvolvimento das cidades. No Brasil, após quase um século de sucessivas legislações de regramento do meio ambiente e bens naturais, o chamado “Novo Código Florestal Brasileiro”, a Lei Federal nº 12.651 de 2012 trouxe um regramento para a ocupação das margens dos recursos hídricos geral e comum a todo o território do país. Assim, ficaram estabelecidas as “Áreas de Preservação Permanente” sendo faixas marginais em largura relativa à dimensão dos corpos hídricos em questão a serem preservadas, tendo sido determinadas também, as possíveis intervenções neste local. Tal regramento é universal tanto para as áreas urbanas quanto rurais, o que levou às discussões quanto a competência legislativa do ordenamento territorial, seja a legislação federal única quanto ao meio ambiente e recursos hídricos ou os municípios responsáveis pelo regramento de uso e ocupação dos seus territórios. Neste contexto, em 29 de dezembro de 2021 foi sancionada a Lei Federal 14.285, que altera o Código Florestal e Lei de Parcelamento dos solos 6.766 de 1979, conferindo, assim, aos municípios a possibilidade de alteração das faixas de APPs em área urbana. Para tal, a lei é relativamente vaga, exigindo que as alterações ocorram apenas em área urbana consolidada, não sendo área de risco e com base em diagnóstico socioambiental. Entretanto, não apresenta os elementos mínimos a serem verificados pelo estudo, possibilitando que os municípios adotem metodologias distintas e discrepantes, ainda que inseridos em uma mesma bacia hidrográfica. Assim, o município de Joinville através da Lei Complementar nº 601 de 2022 estabeleceu às diretrizes para delimitação das faixas marginais de cursos d' água em Área Urbana Consolidada (AUC). O diferencial no caso deste município é a possibilidade do estudo ser realizado por ente privado interessado atuante em processo de uso e ocupação dos solos no município. Nesse ponto, os estudos ambientais realizados podem apresentar viés técnico, através de esforço de análises e flexibilização em determinados locais de interesse na microbacia, em detrimento aos locais de menor interesse. Torna-se importante, nesse sentido, que a responsabilidade da execução do Diagnóstico Socioambiental ser exclusivamente de ordem pública, através dos conselhos de meio ambiente, órgão ambiental, comitês de bacia ou empresas de consultoria contratadas, entretanto, sem qualquer viés motivacional de flexibilização.

Introdução

O avanço das cidades nas margens dos rios, que inicialmente se dava com a ocupação contígua, mas de áreas mais altas, porém com o crescimento desordenado e acelerado das cidades passou-se também a ocupar as áreas mais proximais dos corpos hídricos, as quais apresentam risco considerável para inundações. Esse processo, que se agravou principalmente a partir do final da década de 1960, mostrou que o desenvolvimento urbano sem qualquer planejamento ambiental resulta em prejuízos significativos para a sociedade (TUCCI 1997).

No Brasil, começou-se a legislar sobre o tema a partir do Código Florestal de 1934 (BRASIL, 1934) que previa a proteção de espaços de áreas representativas dos ecossistemas naturais, contudo sem definição explícita sobre as margens dos corpos d' água. O Código Florestal de 1965 (BRASIL, 1965) apresentou alterações significativas no conceito das áreas protegidas, com a definição da delimitação das faixas de preservação permanente dos cursos d' águas.

A legislação passou por alterações ao longo dos anos, até chegar ao “Novo Código Florestal Brasileiro”, a Lei Federal nº 12.651/2012 (BRASIL, 2012), a qual estabeleceu áreas de preservação permanente (APPs) para os cursos d' água com a fixação das mesmas faixas de proteção tanto para a área rural como urbana.

O uso e ocupação dos solos no país é regrado, entre outros mecanismos, pela Lei Federal 6.766/1979 (BRASIL, 1979), que trata dos parcelamentos de solos urbanos e dispõe que não será permitido o parcelamento do solo em terrenos alagadiços e sujeitos a inundações, antes de tomadas as providências para assegurar o escoamento das águas, assim como outros fatores como área de preservação ecológica. Outro instrumento é a Constituição Federal (1988), que prevê o direito à propriedade e à função social desta, assim como impõe aos municípios o regramento e ordenamento urbano. Posteriormente, o Estatuto das Cidades (BRASIL, 2001) regulamenta aos municípios as especificações do uso e ocupação de solos, através de instrumentos como os Planos Diretores Municipais.

Assim, instalou-se uma possível incompatibilidade entre as regras de uso e ocupação dos solos e as de preservação ambiental e a respeito da hierarquia dos agentes definidores, principalmente no que tange as áreas urbanas. Segundo a

Constituição Federal, cabe, exclusivamente aos municípios o regramento do uso do solo em seus territórios, enquanto a legislação ambiental é permeável entre todas as esferas, sendo o regramento geral dado pela norma federal. Neste contexto, em dezembro de 2021 foi sancionada a Lei Federal 14.258/2021 (BRASIL, 2021), que possibilita aos municípios a redução das faixas de APPs em áreas urbanas consolidadas dentro dos seus perímetros urbanos. Esta alteração certamente trará impactos à preservação ambiental e qualidade dos recursos hídricos.

Dentro deste contexto, este trabalho tem por objetivo apresentar a metodologia instituída pelo município de Joinville para avaliação e possível redução APPs Urbanas e sua compatibilização frente a nova norma federal.

Áreas de preservação permanente e o contexto urbano

O histórico legislativo das áreas de proteção permanente é apresentado resumidamente na Tabela 1. Sendo primeiro definida pela Lei Federal nº 4.771 (BRASIL 1965), com determinação de proteção da faixa mínima de cinco metros dos cursos hídricos. Posteriormente, em 1986 as medidas foram alteradas, passando-se então para a faixa mínima de trinta metros a contar da borda, enquanto em 1989 esse ponto de medida passou a ser do nível máximo de cheia do curso d'água. Estas definições foram também regulamentadas pelas resoluções do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA): Resolução nº 302/02, que dispõe sobre as APPs de reservatórios artificiais; a Resolução 303/02, que define parâmetros e limites para APPs; e a Resolução 369/06, que possibilita a intervenção nas APPs (BRASIL, 2002, 2006). Em 2012 o Código Florestal de 1965 foi revogado, sendo promulgada a Lei Federal nº 12.651/2012 de proteção da vegetação nativa. Esta lei, manteve, em geral, as mesmas definições e padrões das normativas, exceto pela definição do ponto de medida das faixas de APPs: seja a borda da calha do leito regular ou do leito de maior vazão.

Tabela 1. Histórico das áreas de preservação permanente.

	Legislação		Refêrência de medição	Largura do curso d'água (m)						
				< 10	10 - 50	50-100	100-150	150-200	200-600	>600
Largura da faixa de preservação permanente (m)	Código Florestal de 1965 (Lei Federal nº 4.771/1965)	original	largura do curso d'água	5	metade da largura				100	
		modificado em 1986		30	50	100	150	igual a largura		
	modificado em 1989	largura da planície de inundação na cheia sazonal	30	50	100		200	500		
	Resolução CONAMA 303/2002	nível mais alto da cheia sazonal	30	50	100		200	500		
	Novo Código Florestal (Lei Federal 12.651/2012)	borda da calha do leito regular	30	50	100		500			

Fonte: Adaptado de Castro *et al.* (2018)

O histórico de ocupação urbana nas margens ciliares não foi completamente resolvido pela promulgação da lei, como apresenta Castro (2018): diversas questões não foram elucidadas na Lei nº 12.651/2012 deixando falhas legais que podem facilitar a degradação do ambiente urbano. Por exemplo, não foi definido como deve ser considerado um curso d'água canalizado, situação bastante comum nos meios urbanos. Também não foram consideradas as situações de retificação de rios e modificações no curso, casos em que geralmente as APPs acabam sendo reduzidas ou até mesmo inteiramente suprimidas.

A melhor solução técnica, não apenas em áreas urbanas, mas também válida em áreas rurais, passa por uma análise caso a caso, a partir de um plano de ocupação da bacia hidrográfica. Para cada situação, devem ser analisados os regimes hídricos, a geologia, as atividades econômicas e sociais, e, principalmente, a densidade populacional e interesse industrial que porventura possam se estabelecer no local, respeitando-se os limites mínimos estabelecidos pelas Leis Federais (BORGES, 2011).

A Lei Federal 14.285 retoma aos municípios o poder de legislar e determinar a largura das faixas de preservação dos cursos de água corrente, não apresentando alternativa de mudança da metragem para os casos estabelecidos na lei para nascentes e lagos, por exemplo. Ademais, estabelece que as alterações somente poderão se dar em áreas urbanas consolidadas dentro do perímetro urbano, definida nos termos da lei:

"Art. 3º(...)

XXVI - área urbana consolidada: aquela que atende os seguintes critérios:

- a) estar incluída no perímetro urbano ou em zona urbana pelo plano diretor ou por lei municipal específica;
- b) dispor de sistema viário implantado;
- c) estar organizada em quadras e lotes predominantemente edificados;
- d) apresentar uso predominantemente urbano, caracterizado pela existência de edificações residenciais, comerciais, industriais, institucionais, mistas ou direcionadas à prestação de serviços;
- e) dispor de, no mínimo, 2 (dois) dos seguintes equipamentos de infraestrutura urbana implantados:
 1. drenagem de águas pluviais;
 2. esgotamento sanitário;
 3. abastecimento de água potável;
 4. distribuição de energia elétrica e iluminação pública; e
 5. limpeza urbana, coleta e manejo de resíduos sólidos;

No artigo quarto da Lei 12.651 que traz as áreas de preservação permanente, em zonas urbanas e rurais, com a metragens de largura para os diferentes corpos hídricos, foi incluído o seguinte parágrafo:

§ 10. Em áreas urbanas consolidadas, ouvidos os conselhos estaduais, municipais ou distrital de meio ambiente, lei municipal ou distrital poderá definir faixas marginais distintas daquelas estabelecidas no inciso I do caput deste artigo, com regras que estabeleçam:

I - a não ocupação de áreas com risco de desastres;

II - a observância das diretrizes do plano de recursos hídricos, do plano de bacia, do plano de drenagem ou do plano de saneamento básico, se houver; e

III - a previsão de que as atividades ou os empreendimentos a serem instalados nas áreas de preservação permanente urbanas devem observar os casos de utilidade pública, de interesse social ou de baixo impacto ambiental fixados nesta Lei.

Assim, é permitida a alteração das faixas de APP, desde que não se caracterize área de risco, e que as faixas de preservação mantida tenham as intervenções anteriormente já previstas, ou seja utilidade pública, interesse social e baixo impacto. Do mesmo modo, alterou-se a Lei de Parcelamento de Solos 6.766, no seu artigo 4º:

III-B - ao longo das águas correntes e dormentes, as áreas de faixas não edificáveis deverão respeitar a lei municipal ou distrital que aprovar o instrumento de planejamento territorial e que definir e regulamentar a largura das faixas marginais de cursos d'água naturais em área urbana consolidada, nos termos da Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, com obrigatoriedade de reserva de uma faixa não edificável para cada trecho de margem, indicada em diagnóstico socioambiental elaborado pelo Município;

Portanto ficou estabelecido que as alterações poderão ocorrer por lei municipal, desde que baseadas em diagnóstico socioambiental, estabelecendo faixa não edificável para trecho. Salienta-se que a preservação das APP é de fundamental importância na gestão de bacias hidrográficas, pois contribuem para a estabilidade dos ciclos hidrológicos e biogeoquímicos visando a dar condições de sustentabilidade à agricultura. Intervenções nas APP para abertura de novas áreas agrícolas comprometerá, no futuro, a reposição de água nos aquíferos, a qualidade de água superficial e subterrânea, perda de solo, ameaças à saúde humana e degradação dos mananciais, além de comprometer a produção de alimentos. O papel regulador dos ciclos naturais realizado pelas APP é fundamental para a manutenção do equilíbrio ecológico (TUNDISI & TUNDISI, 2010)

Material e Métodos

Caracterização da área de estudo

O município de Joinville está localizado na região norte do estado de Santa Catarina, possui território 1.127,947 km², sendo a cidade mais populosa deste, com população de 616.323 habitantes sendo o CENSO 2022 (IBGE, 2023).

A área urbana consolidada (AUC) do município foi definida através de estudo apresentado pela prefeitura em outubro de 2022 (Figura 1), considerando as variáveis: índice de infraestrutura instalada, distribuição espacial das construções, distribuição espacial das áreas edificadas, distribuição espacial do sistema viário e restrições ambientais – vegetação.

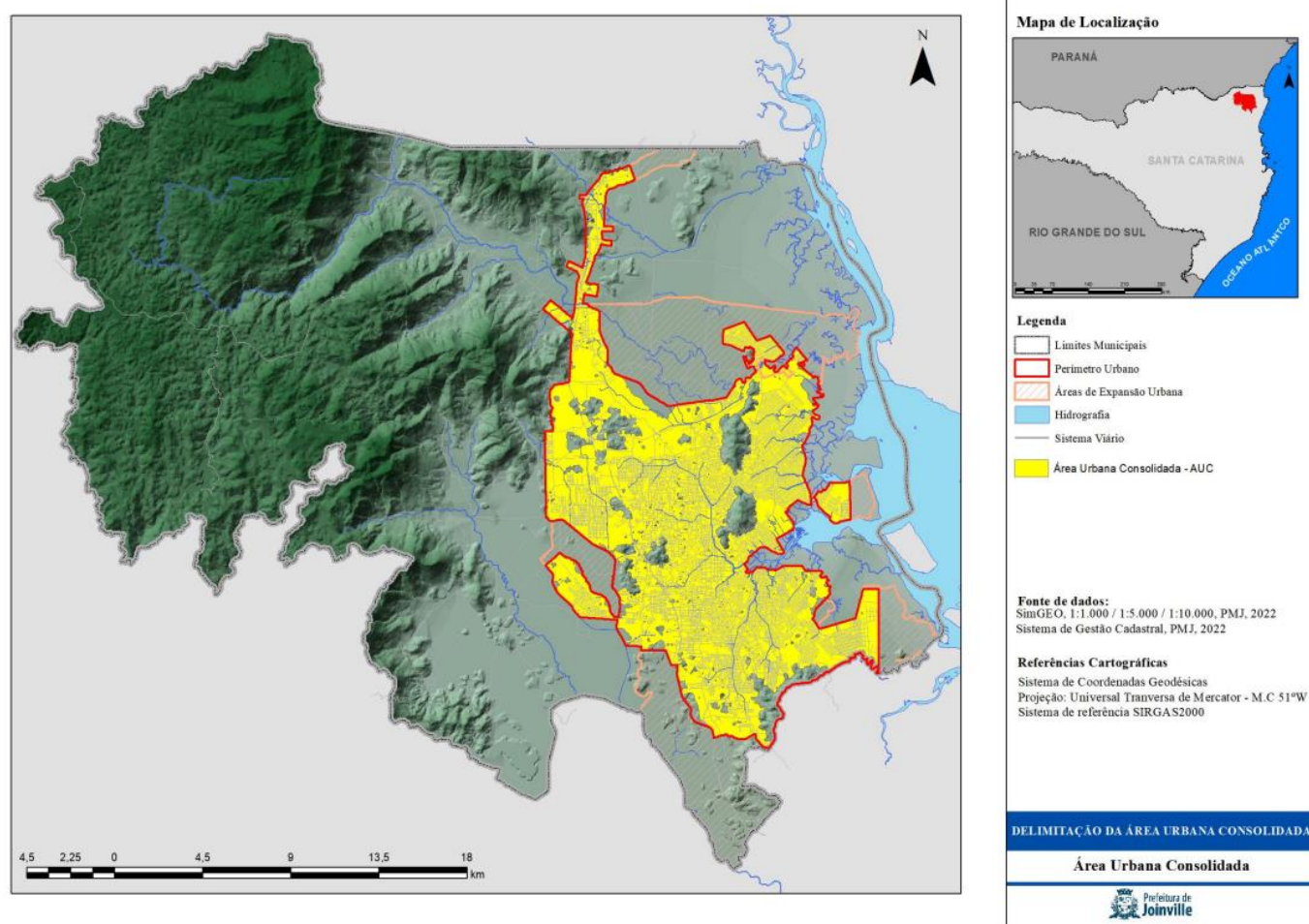


Figura 1. Mapa da área urbanizada consolidada de Joinville. FONTE: PMJ, 2022.

Conforme preconiza a “Lei das APPs Urbanas”, para a alteração das faixas de APPs previstas em lei, é necessário a realização de diagnóstico socioambiental elaborado pelo município, que indique as novas larguras de preservação das margens dos cursos hídricos urbanos. Nestes termos, o município através da Lei Complementar nº 601/2022, estabeleceu as diretrizes quanto à delimitação das faixas marginais de cursos d’ água em Área Urbana Consolidada (AUC). A definição da Faixa Não Edificável (FNE), a qual trata de uma faixa restrita de ocupação com dimensões menores, especificamente em áreas urbanas consolidadas, em substituição à Área de Preservação Permanente (APP), definida pela Lei Federal nº 12.651/2012.

A Fundação Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano de Joinville (IPPUJ), em 2016, elaborou Diagnóstico Socioambiental como objetivo identificar a Área Urbana Consolidada do município, com base no artigo 47 da Lei Federal nº 11.977/2009, incluindo o conceito adotado pelo Ministério Público do Estado de Santa Catarina, além de desenvolver metodologia para a sua atualização futura. O Diagnóstico Socioambiental visa determinar as faixas marginais aplicáveis dos corpos d’ água em toda a extensão da microbacia, considerando as funções ambientais de cada trecho e a aplicabilidade das legislações vigentes, identificando Áreas de Preservação Permanente (APP) e Faixas Não Edificáveis (FNE).

Para avaliação das FNE’s se torna necessário realizar a atualização deste Diagnóstico, mediante estudos específicos por Microbacia Hidrográfica. A Instrução Normativa SAMA nº 005/2022 (JOINVILLE, 2022) foi sancionada com o objetivo de dispor sobre a metodologia utilizada e estabelecer o Termo de Referência para apresentação da atualização do Diagnóstico Socioambiental, para cada Microbacia Hidrográfica no município. Este estudo deverá ser apresentado pelo órgão ambiental, observando o Termo de Referência especificado. Entretanto, o estudo técnico também poderá ser apresentado por iniciativa de particular interessado, pessoa física ou jurídica, mediante procedimentos estabelecidos:

- I - Consultar no Sistema de Informações Municipais Georreferenciadas - SIMGeo o código de identificação da microbacia de interesse;
- II - Consultar as microbacias hidrográficas disponíveis para estudo, conforme tabela disponível junto ao órgão ambiental municipal;

- III - Autuar o processo Urbanismo - Consulta de Uso e Ocupação do Solo, informando uma das inscrições imobiliárias (um lote) inseridas na área de interesse;
- IV - Manifestação de interesse pela microbacia por meio da autuação de processo Urbanismo - Revisão de Consulta de Uso e Ocupação do Solo;
- V - Confirmação desta Secretaria quanto à disponibilidade da microbacia de interesse, por intermédio da expedição de Ofício;
- VI - Após a confirmação, o interessado deve promover a inclusão da documentação estabelecida nesta Normativa, em até 60(sessenta) dias corridos;
- VII - Análise da documentação e emissão de Parecer Técnico Conclusivo - PTC pela Secretaria de Agricultura e Meio Ambiente quanto ao atendimento do Termo de Referência estabelecido nesta normativa;
- VII - Encaminhamento do processo ao Conselho Municipal do Meio Ambiente - COMDEMA para análise;
- VIII - Análise e manifestação quanto ao processo, pela Câmara Técnica Especial do COMDEMA; IX - Homologação do DSMH da microbacia escolhida, por meio de Decreto Municipal;
- X - Atualização do Levantamento Hidrográfico no SIMGeo.

Resultados e Discussão

A metodologia estabelecida indica que deverão ser avaliadas e diagnosticadas as áreas de projeção das APP's, consideradas no Art. 4º da Lei 12.651/12, e discutida a viabilidade de aplicação dos recuos estabelecidos na Lei Complementar nº 601/2022 pelas FNE's. Dessa forma será realizada a atualização do Levantamento Hidrográfico Municipal, levando em consideração a presença ou não das funções ambientais de cada trecho. O estudo técnico deverá conter uma série de itens multidisciplinares, através de dados históricos, sociais e econômicos da ocupação urbana, dados de uso e ocupação do solo, das edificações existentes às margens dos corpos d'água, identificação de áreas de restrições ambientais (áreas de proteção e relevância ecológica), de áreas passíveis de inundação e processos erosivos, de risco geológico-geotécnico, de vegetação, fauna e infraestrutura.

Além disso, de acordo com a IN Nº 005/2022 também deverá ser realizada uma análise com aplicação de matriz de impactos, considerando a simulação de cenários de preservação e de faixas não edificáveis dos corpos d'água, visando conhecer as elementos positivos e negativos de cada macro cenário, conforme critérios extraídos do artigo: Diagnóstico das condições urbano-ambientais em áreas de preservação permanente e gestão da ocupação urbana irregular: Estudo de caso Sub-bacia hidrográfica Pedro Lessa, Joinville - SC (PERINI et al, 2021) .O processo de discussão do estudo técnico será dado através da análise conjunta, estabelecida pela composição dos resultados da matriz de impactos. A aplicação do distanciamento, previsto como Faixa Não Edificável (FNE), somente será realizada nas margens dos corpos d'água em que forem constatadas as perdas das funções ecológicas, identificadas através do estudo de Diagnóstico Socioambiental. Após avaliação do CONDEMA e aprovação por Decreto, será reconhecida a sua integração ao sistema de drenagem urbana e inserção no Sistema de Geoprocessamento do Município, denominado como SIMGeo.

De acordo com consulta ao SIMGeo do município, são 216 microbacias identificadas e definidas como a menor unidade territorial dentro de uma sub-bacia hidrográfica, com o objetivo de definir seu perfil socioambiental e a caracterização da faixa marginal dos corpos d'água. Conforme o sistema de gestão, das 216 microbacias, 164 estão disponíveis para elaboração de estudos, 42 estão em elaboração do Diagnóstico Socioambiental e 10 já constam como aprovadas.

Diagnóstico Socioambiental da Microbacia Hidrográfica 13-3 (Bacia Hidrográfica Rio Pedro Lessa)

A Prefeitura Municipal de Joinville, em 2022, elaborou o estudo técnico referente ao Diagnóstico Socioambiental da Microbacia Hidrográfica de código 13-3, antes denominada Bacia Hidrográfica Rio Pedro Lessa, localizada no bairro Boa Vista, na zona leste do Município de Joinville, integrada na Sub-bacia do rio Cachoeira (Figura 1). Tal estudo consta como aprovado junto ao Sistema de Gestão das Microbacias do Município de Joinville, elaborado de acordo com o Termo de Referência especificado na IN Nº 005/2022.



Figura 2. Mapeamento realizado da microbacia 13-3. FONTE: PMJ, 2022.

Conforme o levantamento a microbacia possui uma área total de 768.506,22 m² e 4.012,41 metros lineares de extensão total de corpos hídricos, com trechos abertos em áreas de vegetação densa e em áreas urbanizadas com vegetação isolada, e ainda, em trechos de rios tubulados localizados entre lotes e sob vias públicas. A partir dos resultados foi possível observar que há um equilíbrio na proporção percentual de corpos hídricos em trechos abertos e tubulados (aproximadamente 50% cada). Os trechos tubulados estão localizados na porção de ocupação densamente urbanizada, em sua maioria sob via pública.

Considerando a aplicação de faixas marginais distintas na Área Urbana Consolidada, segundo as diretrizes da Lei Complementar nº 601/2022, realizou-se o cálculo das projeções de faixas de 0 a 5 m, 0 a 15 m e 0 a 30 m (limite da APP para a microbacia em estudo), para análise e discussão quanto às funções ambientais de cada trecho da microbacia. De acordo com os resultados, aproximadamente 30% da área da microbacia corresponde à projeção da faixa de APP (30 metros), totalizando uma dimensão de 224.669,13 m². Desse montante, aproximadamente 64% estão em Área Urbana Consolidada, sendo que 25% já está edificada. Considerando a área total de 116.836,87 m² de FNE de 0 a 15 metros, observa-se que 30% desta faixa está edificada.

Outro ponto importante analisado é que 80,88% das edificações construídas nas APPs, encontram-se em corpos d'água tubulados, enquanto que 19,12% foram construídas às margens de corpos d'água abertos. Quanto às faixas entre 0 a 5 metros, aproximadamente 98% são edificações em trechos de corpos d'água fechados.

Quanto à análise de inundação na projeção de APP da microbacia foi evidenciado um pequeno percentual de área passível de inundação (cerca de 3%), estando essa área próxima à foz e em trecho tubulado. Quanto às áreas de risco geológico-geotécnico, apenas 4,84% da APP resta nessas áreas, também de trecho tubulado.

Considerando a projeção de APP total da microbacia, 7,36% da área apresentou vegetação densa, enquanto que 6,45% da área apresentou a presença de árvores isoladas e 22,04% de áreas sem vegetação. Considerando o percentual de vegetação em relação à projeção de APP somente na AUC, esses valores alcançam 11,44% de vegetação densa, 10,04% de vegetação isolada e 34,28% de ausência de vegetação. Dessa forma, a partir dos dados obtidos através do estudo técnico concluiu-se sobre a baixa representatividade da vegetação densa em AUC, no âmbito da microbacia em análise. Segundo o estudo técnico, os dados levantados corroboram com a grande influência antrópica e elevada condição de urbanização local.

Haja vista o tempo de ocupação, a natureza das edificações, a localização das vias de circulação e a presença de equipamentos públicos, entre outras circunstâncias. O aspecto de irreversibilidade é observado, visto que 24,7% do total da área de abrangência na projeção da faixa de APP de 0 a 30 m encontra-se edificada. Além disso, cerca de 50,16% de toda extensão da Sub-bacia encontra-se com curso hídrico tubulado, sendo que 36,4% da extensão total desta encontra-se sob vias públicas.

A regeneração da vegetação é considerada irrelevante e inviável para as situações que hoje apresenta vegetação isolada, em trechos de corpo hídrico aberto ou canalizado. Sendo assim, o estudo conclui que, em conjunto com a irreversibilidade da situação, na prática, a renaturalização torna-se inviável, levando em consideração todos os impactos e o

elevado custo das obras. Conforme visualizado nos resultados obtidos através da matriz de impacto do estudo, as projeções da APP inseridas em área urbana consolidada (AUC), para situações de vegetação densa, em um cenário hipotético, com um prognóstico de conversão da APP em faixa não edificante (FNE), a perda ambiental superaria os ganhos. Dessa forma, na microbacia em estudo, os trechos inseridos nas áreas densamente vegetadas foram definidos como não são objeto da discussão de flexibilizações, mantendo as suas características e função ambiental. Esses locais de vegetação densa apresentaram um valor alto de 46,11% em área nas margens dos cursos hídricos abertos, apresentando grande relevância e difícil reversibilidade caso convertido em FNE.

Entretanto, de acordo com o estudo, nos trechos com a faixa de projeção da APP com ocupação urbana, promovendo a alteração deste cenário para predominância das características naturais, os ganhos ambientais não superariam as perdas na ordem urbanística. Dessa forma, todo o investimento governamental e privado na constituição da infraestrutura da região, para promoção do desenvolvimento econômico e social não pode ser ignorado, tendo em vista a necessidade de realocação populacional, construção de moradia e infraestrutura para as novas áreas.

Em síntese, os casos de corpos d'água abertos com vegetação densa, foi observado pelo estudo técnico que a pontuação para o cenário real de manutenção das APPs supera os ganhos em comparação ao cenário de flexibilização. Entretanto, para os trechos tubulados e abertos com vegetação isolada inseridos em AUC, pela perda das funções ecológicas, inviabilidade, na prática, da recuperação da APP, tornando irreversível a situação e irrelevância dos efeitos positivos de observar a proteção em relação a novas obras.

As edificações e construções feitas em áreas de interesse relevante do quesito ambiental, como as APPs contribuem para o aumento da vulnerabilidade da disponibilidade hídrica devido à maior suscetibilidade de assoreamento dos cursos d'água, riscos de contaminação da água e erodibilidade do solo. Ademais, as ocupações dentro dessas áreas implicam na diminuição da infiltração da água da chuva comprometendo, dessa forma, o equilíbrio hidrológico, afetando tanto a bacia hidrográfica como o ecossistema onde a área está inserida, oferecendo sérios riscos ao meio ambiente (MESQUITA, 2017)

Considerações Finais

A aplicação de metodologias no âmbito municipal, para estabelecimento da Faixa Não Edificável (FNE), consolidada nos termos da Lei Federal nº 14.285/2021, pode ser uma ferramenta importante para regularização de atividades importantes em Área Urbana Consolidada, desde que sejam formuladas de acordo com a especificidade socioambiental de cada região e com os ecossistemas presentes nesses locais.

A elaboração de um estudo técnico, abrangendo um Diagnóstico Socioambiental por microbacia, por sua vez, é um mecanismo relevante para o estabelecimento das áreas necessárias à preservação e dos locais onde pode haver maior flexibilização de uso do solo.

A avaliação do caso de Joinville (SC) mostra um avanço na legislação municipal, frente aos demais municípios do país. A metodologia estabelecida pela Instrução Normativa SAMA nº 005/2022 pode ser considerada uma ferramenta relevante para a tomada de decisão do CONDEMA e posterior aprovação por Decreto. Os requisitos exigidos pela instrução normativa, para análise e discussão dos estudos, apresentam coerência frente à discussão técnica para delimitação das restrições ambientais nas faixas marginais dos corpos d'água em áreas urbanas.

Entretanto, alguns pontos do Termo de Referência podem ser discutidos e analisados frente ao diagnóstico dos impactos ambientais pela tomada de decisão. O estabelecimento da avaliação através de uma matriz de impactos ambientais, a qual se atribui uma pontuação de pontos positivos e negativos, para cada microbacia, pode servir como auxílio para o estabelecimento das Faixas Não Edificáveis (FNE). Contudo, uma análise dos impactos na bacia como um todo não devem ser desconsideradas, principalmente quanto aos impactos quantitativos e qualitativos dos corpos d'água.

Outro ponto importante da legislação, trata da possibilidade de execução dos estudos técnicos por entes privados interessados. Neste caso, os estudos normalmente são motivados para o estabelecimento de áreas menos restritivas aos empreendimentos, possibilitando maior ocupação e uso do solo. Nesse caso, os estudos ambientais realizados podem apresentar viés técnico-econômico, através de esforço de análises e flexibilização em determinados locais de interesse na microbacia, em detrimento aos locais de menor interesse.

Torna-se importante, nesse sentido, que a responsabilidade da execução do Diagnóstico Socioambiental ser exclusivamente de ordem pública, seja através dos conselhos de meio ambiente, órgão ambiental, comitês de bacia ou empresas de consultoria contratadas, todavia, sem qualquer viés motivacional de flexibilização.

Além disto, considerando a gestão territorial, é essencial a integração dos dados e propostas, a fim de que não haja discrepâncias significativas no ordenamento de um município, dado maior interesse e oportunidades em uma região.

Por fim, salienta-se que o gerenciamento dos recursos hídricos também deve ser integralizado, visto que os cursos hídricos não necessariamente refletem os limites de uma única cidade, e as consequências dos processos neste âmbito é universal.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, agradeço também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua, Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº. 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

Referências Bibliográficas

- BRASIL. 1934. Decreto nº 23.793 de 23 de janeiro de 1934. Aprova o código florestal.
- BRASIL. Lei nº 4.771 de 15 setembro de 1965. Institui novo Código Florestal.
- BRASIL. Lei nº 6.766 de 19 de dezembro de 1979. Dispõe sobre o Parcelamento do Solo Urbano e dá outras providências;
- BRASIL. Lei Nº. 9.433, de 08 de Janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos.
- BRASIL. Constituição da República Federativa do Brasil de 1988.
- BRASIL, 2002 CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE – Resolução 302/2002
- BRASIL, 2002 CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE – Resolução 303/2002
- BRASIL, 2006 CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE – Resolução 396/2002
- BRASIL, Lei nº 10.257 de 10 de julho de 2001. Estatuto das cidades
- BRASIL. Lei nº 12.651 de 25 de Maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa;
- BRASIL. Lei Federal nº 14.285 de 29 de Dezembro de 2021. Dispõe sobre as áreas de preservação permanente no entorno de cursos d'água em áreas urbanas consolidadas.
- BORGES, L. A. C., REZENDE, J.L.P., PEREIRA, J.A.A., COELHO JUNIOR, L.M., BARROS, D.A. 2011 ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE NA LEGISLAÇÃO AMBIENTAL BRASILEIRA; *Ciência Florestal*, 41 (7) . <https://doi.org/10.1590/S0103-84782011000700016>
- CASTRO, S. L. I, MAY, L. R, GARCIAS, C. M. 2018. MEIO AMBIENTE E CIDADES – ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE (APPS) MARGINAIS URBANAS NA LEI FEDERAL N. 12.651/12. *Ciência Florestal*, Santa Maria, v. 28, n. 3 1340–1349. <https://doi.org/10.5902/1980509833353>
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. IBGE Cidades e Estados (2023). Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sc/joinville>
- MESQUITA, F. N., SILVESTRE, K. S., STEINKE, V. A. 2017. Urbanização e degradação ambiental: análise da ocupação irregular em áreas de proteção permanente na região administrativa de Vicente Pires, DF, utilizando imagens aéreas do ano de 2016. *Revista Brasileira de Geografia Física* v.10, n. 3, 722-734, 2017
- PERINI, B. L. B.; WATZKO, H. D. ; ROMAGNOLI, D. T. da S.; OLIVEIRA, G. M. G. de; TOSETTO, M. L. da S.; FREITAS, M. A. de; CAMPOS, J. L. A. de; COSTA, A. L. R. da; FRANCO, M. C. V. 2016. Diagnosis of urban-environmental conditions in permanent preservation areas and management of irregular urban occupation: Case study Pedro Lessa hydrographic sub-basin, Joinville - SC. *Research, Society and Development*, [S. l.], v. 10, n. 17
- PREFEITURA MUNICIPAL DE JOINVILLE/SC. Área urbana consolidada de Joinville. Volume I. Metodologia de Identificação e Delimitação.
- PREFEITURA MUNICIPAL DE JOINVILLE/SC. INSTRUÇÃO NORMATIVA SAMA N.º 005/2020. 2020
- PREFEITURA MUNICIPAL DE JOINVILLE/SC. Diagnóstico socioambiental por microbacia hidrográfica (DSMH). Microbacia 13-3. 2022.
- PREFEITURA MUNICIPAL DE JOINVILLE/SC. Área urbana consolidada de Joinville.. Metodologia de Identificação e Delimitação. Nota Metodológica. 2022.
- TUCCI, C.E.M, 2007. Inundações urbanas. Porto Alegre: ABRH/Rhama, v. 11, 339p.
- TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M.. 2010. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. *Biota Neotropica*, v. 10, p. 67-75.

INTEGRAÇÃO DE POLÍTICAS AMBIENTAIS PARA A SUSTENTABILIDADE DOS RECURSOS HÍDRICOS: DESAFIOS E OPORTUNIDADES NO BRASIL

Júlio César Araújo Rocha

E-mail: jca_rocha@hotmail.com

Palavras-chave: Recursos Hídricos; Políticas Ambientais; Sustentabilidade

Resumo:

Este artigo aborda a integração da Política de Recursos Hídricos com outras políticas ambientais no Brasil e seu impacto na sustentabilidade dos recursos hídricos. A gestão integrada dos recursos hídricos, juntamente com a participação social, é um princípio essencial dessa política. A integração com a Política Nacional de Meio Ambiente e a Política Nacional de Mudanças Climáticas é fundamental para proteger, conservar e disponibilizar água, além de promover práticas sustentáveis. Instrumentos como avaliação ambiental integrada, zoneamento ecológico-econômico e licenciamento ambiental fortalecem essa integração. Embora o Brasil tenha feito avanços nesse sentido, ainda existem desafios a serem enfrentados para garantir a proteção dos recursos hídricos diante das mudanças climáticas e a preservação dos ecossistemas aquáticos. Ações adicionais são necessárias para lidar com esses desafios, incluindo investimentos em infraestrutura hídrica, incentivo à adoção de práticas sustentáveis em setores-chave, fortalecimento das instituições envolvidas na gestão dos recursos hídricos e promoção da conscientização pública sobre a importância da conservação dos recursos hídricos. A integração efetiva entre as políticas ambientais é crucial para garantir uma abordagem holística e eficaz na gestão dos recursos hídricos, visando um futuro sustentável.

Keywords - Water Resources; Environmental Policies; Sustainability

Abstract:

This article addresses the integration of Water Resources Policy with other environmental policies in Brazil and its impact on water resource sustainability. Integrated water resource management, along with social participation, is a fundamental principle of this policy. Integration with the National Environmental Policy and the National Climate Change Policy is crucial to protect, conserve, and provide water, as well as promote sustainable practices. Instruments such as integrated environmental assessment, ecological-economic zoning, and environmental licensing strengthen this integration. While Brazil has made progress in this regard, there are still challenges to be faced in ensuring the protection of water resources in the face of climate change and the preservation of aquatic ecosystems. Additional actions are needed to address these challenges, including investment in water infrastructure, encouraging the adoption of sustainable practices in key sectors, strengthening institutions involved in water resource management, and promoting public awareness of the importance of water resource conservation. Effective integration among environmental policies is crucial to ensure a holistic and effective approach to water resource management, aiming for a sustainable future.

Introdução

A gestão dos recursos hídricos é um desafio complexo e de extrema importância para garantir a disponibilidade e a qualidade da água, bem como promover o desenvolvimento sustentável. No Brasil, a Política de Recursos Hídricos, estabelecida pela Lei nº 9.433/1997, busca promover o uso racional e integrado dos recursos hídricos, considerando sua disponibilidade e as necessidades de preservação dos ecossistemas aquáticos.

Nas últimas décadas, foram registrados avanços significativos na gestão dos recursos hídricos no país. A criação da Agência Nacional de Águas (ANA) pela Lei nº 9.984/2000 fortaleceu o papel do governo federal na coordenação e implementação das políticas relacionadas aos recursos hídricos (WERNECK, 2016). Essa medida contribuiu para a gestão integrada e embasada em informações técnicas e científicas, promovendo a tomada de decisões mais assertivas.

No entanto, a gestão dos recursos hídricos não pode ser tratada de forma isolada, pois está intrinsecamente ligada a outras políticas ambientais. A integração dela com a Política Nacional de Meio Ambiente e a Política Nacional de Mudanças Climáticas é fundamental para garantir a sustentabilidade e a conservação dos recursos hídricos (RIBEIRO, 2015).

A Política Nacional de Meio Ambiente, estabelecida pela Lei nº 6.938/1981, busca a preservação, a melhoria e a recuperação da qualidade ambiental (BRASIL, 1981). A integração dessa política com a Política de Recursos Hídricos envolve a proteção dos corpos d'água contra atividades poluidoras, a conservação da biodiversidade e a promoção de práticas sustentáveis que contribuam para a saúde dos ecossistemas aquáticos.

Além disso, a Política Nacional de Mudanças Climáticas, instituída pela Lei nº 12.187/2009, tem como objetivo a redução das emissões de gases de efeito estufa e a adaptação aos impactos das mudanças climáticas (BRASIL, 2009). A integração dessa política com a Política de Recursos Hídricos torna-se essencial para enfrentar os desafios relacionados à escassez hídrica e às alterações nos regimes de chuvas, adotando estratégias de adaptação e mitigação no contexto da gestão integrada dos recursos hídricos.

Diante desse contexto, este artigo tem como objetivo analisar a integração da Política de Recursos Hídricos com outras políticas ambientais no Brasil, destacando os impactos e as sinergias para a sustentabilidade dos recursos da água. Foram explorados os princípios norteadores da Política de Recursos Hídricos, a interseção com a Política Nacional de Meio Ambiente e os desafios e oportunidades da integração com a Política Nacional de Mudanças Climáticas.

Metodologia

Para atingir o objetivo do artigo, foi realizada uma revisão bibliográfica de leis, livros e estudos de caso. A revisão bibliográfica permitiu identificar os avanços já alcançados na integração das políticas ambientais e da gestão dos recursos hídricos, bem como as lacunas e desafios existentes.

Foi realizado um levantamento de leis, incluindo a Lei nº 9.433/1997 (Política de Recursos Hídricos), a Lei nº 6.938/1981 (Política Nacional de Meio Ambiente) e a Lei nº 12.187/2009 (Política Nacional de Mudanças Climáticas), para compreender os fundamentos e princípios dessas políticas.

Além disso, foram consultados livros e artigos científicos relacionados à gestão dos recursos hídricos, à conservação ambiental, à sustentabilidade e às mudanças climáticas. Essas fontes permitiram uma visão aprofundada sobre a integração da Política de Recursos Hídricos com outras políticas ambientais, as sinergias entre elas e os impactos para a sustentabilidade dos recursos hídricos.

Também foram analisados estudos de caso que abordam experiências práticas de integração da Política de Recursos Hídricos com outras políticas ambientais, a fim de identificar boas práticas, lições aprendidas e desafios enfrentados na implementação dessa integração.

A análise das fontes selecionadas permitiu identificar os princípios norteadores da Política de Recursos Hídricos, a interseção com a Política Nacional de Meio Ambiente e os desafios e oportunidades da integração com a Política Nacional de Mudanças Climáticas.

Política de recursos hídricos no Brasil: fundamentos e princípios

A Política de Recursos Hídricos no Brasil, estabelecida pela Lei nº 9.433/1997, representa um marco fundamental na gestão dos recursos hídricos do país. Conforme destacado por Pimenta e Souza (2015), seu principal objetivo é promover o uso sustentável dos recursos hídricos, visando à disponibilidade de água em quantidade e qualidade adequadas para as atuais e futuras gerações.

Essa política reconhece a água como um bem de domínio público e um recurso natural limitado, com valor econômico, social e ambiental. Conforme apontado por Marques (2013), a Política de Recursos Hídricos baseia-se em princípios fundamentais que orientam sua implementação e a gestão dos recursos hídricos.

A gestão integrada, como salientado por Tucci (2017), é um desses pilares, buscando a articulação entre os diversos setores da sociedade, os diferentes níveis de governo e os usuários da água. Essa abordagem reconhece a interdependência entre os diferentes usos da água e busca conciliar as demandas conflitantes, promovendo a eficiência na alocação dos recursos hídricos.

Outro princípio essencial é a participação social, conforme defendido por Werneck (2016), que garante o envolvimento ativo da sociedade na gestão dos recursos hídricos. Por meio da participação de usuários, organizações da sociedade civil e comunidades locais, busca-se promover a transparência, a accountability e a democratização do processo decisório.

O uso sustentável dos recursos hídricos também é um princípio fundamental da Política de Recursos Hídricos. De acordo com Ribeiro (2015), esse princípio busca conciliar o desenvolvimento econômico e social com a conservação e a preservação dos recursos hídricos. Valoriza-se a integridade dos ecossistemas aquáticos e a manutenção dos serviços ecossistêmicos associados aos recursos hídricos.

A Política de Recursos Hídricos, embasada em fundamentos sólidos e princípios essenciais, tem proporcionado avanços significativos na gestão e na proteção dos recursos hídricos no Brasil. Como afirmado por Tucci (2017), essa política estabeleceu uma nova abordagem para a gestão dos recursos hídricos, com um enfoque na sustentabilidade, na participação social e na gestão integrada, visando garantir a disponibilidade e a qualidade da água para as gerações presentes e futuras.

Integração da política de recursos hídricos com a política nacional de meio ambiente

A integração entre a Política de Recursos Hídricos e a Política Nacional de Meio Ambiente desempenha um papel crucial na gestão adequada dos recursos hídricos, visando à conservação dos ecossistemas e à promoção do desenvolvimento sustentável. Conforme mencionado por Silva (2014), essas políticas são complementares e devem atuar

de forma articulada para garantir a proteção e o uso racional dos recursos hídricos, levando em consideração a preservação dos ecossistemas e a promoção do desenvolvimento sustentável.

A Política Nacional de Meio Ambiente, estabelecida pela Lei nº 6.938/1981, busca a preservação, melhoria e recuperação da qualidade ambiental. Segundo Fernandes (2017), a integração com a Política de Recursos Hídricos é essencial para assegurar a conservação dos corpos d'água, a proteção dos ecossistemas aquáticos e a promoção do uso sustentável dos recursos hídricos.

Para viabilizar essa integração, são aplicados princípios e instrumentos que buscam a compatibilização das ações e o fortalecimento da gestão ambiental dos recursos hídricos. Conforme apontado por Fernandes (2017), alguns desses princípios e instrumentos incluem a Avaliação Ambiental Integrada, o Zoneamento Ecológico-Econômico e o Licenciamento Ambiental.

A Avaliação Ambiental Integrada, como mencionado por Silva (2014), tem como objetivo identificar e avaliar os impactos ambientais decorrentes das ações que afetam os recursos hídricos, considerando os aspectos socioambientais. Essa avaliação é fundamental para subsidiar a tomada de decisão e garantir que as políticas e projetos desenvolvidos estejam alinhados com os princípios de sustentabilidade.

O Zoneamento Ecológico-Econômico, conforme destacado por Fernandes (2017), contribui para a gestão integrada dos recursos hídricos ao delimitar áreas de interesse ambiental, levando em consideração os aspectos físicos, biológicos, sociais e econômicos. Essa ferramenta orienta o uso do solo e a conservação dos ecossistemas relacionados aos recursos hídricos.

O Licenciamento Ambiental, segundo Silva (2014), desempenha um papel crucial ao avaliar e controlar as atividades que possam causar impactos ambientais significativos, incluindo aqueles relacionados aos recursos hídricos. A integração entre a Política de Recursos Hídricos e a Política Nacional de Meio Ambiente fortalece esse instrumento legal, garantindo a proteção dos corpos d'água e a compatibilidade com os princípios de sustentabilidade.

Dessa forma, a integração da Política de Recursos Hídricos com a Política Nacional de Meio Ambiente estabelece uma abordagem mais abrangente e efetiva para a gestão dos recursos hídricos, considerando a importância da conservação ambiental e o uso sustentável dos recursos hídricos. Essa integração fortalece os princípios de sustentabilidade, assegurando a disponibilidade de água em quantidade e qualidade adequadas, preservando os ecossistemas aquáticos e garantindo o equilíbrio ambiental, como afirmado por Silva (2014).

Integração da política de recursos hídricos com a política nacional de mudanças climáticas

A integração entre a Política de Recursos Hídricos e a Política Nacional de Mudanças Climáticas é essencial para enfrentar os desafios decorrentes das alterações climáticas e garantir a gestão sustentável dos recursos hídricos. Como ressaltado por Santos (2018), essa integração permite uma abordagem mais abrangente, considerando as interações entre o clima e os recursos hídricos, e promovendo a resiliência dos sistemas hídricos diante das mudanças ambientais.

A Política Nacional de Mudanças Climáticas, estabelecida pela Lei nº 12.187/2009, tem como objetivo principal a redução das emissões de gases de efeito estufa e a adaptação às mudanças climáticas. Conforme apontado por Souza (2016), a integração dessa política com a Política de Recursos Hídricos é fundamental para garantir a disponibilidade e a qualidade da água em um contexto de mudanças climáticas.

A gestão integrada dos recursos hídricos e das mudanças climáticas é um princípio-chave para essa integração. Conforme mencionado por Santos (2018), esse princípio reconhece a interdependência entre a disponibilidade de água e os padrões climáticos, destacando a importância de considerar os impactos das mudanças climáticas na gestão dos recursos hídricos.

Um instrumento importante nesse contexto é a avaliação dos riscos climáticos para os recursos hídricos. Segundo Souza (2016), essa avaliação envolve a análise dos impactos das mudanças climáticas nos regimes hidrológicos, nos padrões de chuva e na disponibilidade de água. Essa abordagem permite a identificação de áreas vulneráveis e a implementação de medidas adaptativas para lidar com os desafios impostos pelas mudanças climáticas.

A promoção da eficiência hídrica e a conservação dos recursos hídricos também são aspectos fundamentais dessa integração. De acordo com Santos (2018), a Política Nacional de Mudanças Climáticas incentiva ações de conservação da água e de uso eficiente dos recursos hídricos, visando reduzir a demanda e minimizar os impactos das mudanças climáticas nos sistemas hídricos.

Além disso, a integração entre as políticas de recursos hídricos e mudanças climáticas requer a consideração das metas e compromissos estabelecidos em acordos internacionais, como o Acordo de Paris. Como destacado por Souza (2016), o Brasil, como signatário desse acordo, deve adotar medidas para mitigar as emissões de gases de efeito estufa e promover a adaptação às mudanças climáticas, o que inclui a gestão adequada dos recursos hídricos.

Exemplos e estudos de caso

A análise de exemplos e estudos de caso é fundamental para compreender a aplicação prática da Política de Recursos Hídricos ao longo dos 25 anos de sua implementação no Brasil. Esses exemplos e estudos de caso fornecem

insights valiosos sobre os avanços, desafios e aprendizados da política, contribuindo para o aprimoramento contínuo da gestão dos recursos hídricos.

Um exemplo inspirador é a gestão dos recursos hídricos na Bacia do Rio São Francisco. Conforme destacado por Lima (2019), essa bacia enfrentou diversos problemas relacionados à escassez de água e degradação ambiental. No entanto, por meio da implementação da Política de Recursos Hídricos, foram estabelecidos comitês de bacia e adotadas medidas para a conservação, recuperação e uso sustentável dos recursos hídricos. Esse exemplo demonstra como a política pode promover a participação social e a busca por soluções integradas para os desafios hídricos em uma determinada região.

Outro estudo de caso relevante é a gestão dos recursos hídricos no Estado de São Paulo. De acordo com Ferreira (2017), o Estado enfrentou uma grave crise hídrica entre 2014 e 2015, que levou a escassez de água em várias regiões. Nesse contexto, a implementação da Política de Recursos Hídricos se mostrou fundamental para lidar com a crise, por meio da adoção de medidas de redução da demanda, incentivo à eficiência hídrica e estabelecimento de instrumentos de gestão, como a cobrança pelo uso da água. Esse estudo de caso ressalta a importância da política na resposta a situações de escassez e na busca por soluções sustentáveis para a gestão dos recursos hídricos.

Um exemplo que demonstra a integração da Política de Recursos Hídricos com outras políticas é o Programa de Conservação e Recuperação de Nascentes, desenvolvido em Minas Gerais. Conforme apontado por Lima (2019), esse programa busca promover a recuperação de áreas degradadas e a proteção das nascentes, contribuindo para a preservação dos recursos hídricos e a garantia de sua disponibilidade. Essa iniciativa evidencia a sinergia entre a Política de Recursos Hídricos e a Política Nacional de Meio Ambiente, bem como a importância de ações integradas para a conservação dos recursos hídricos.

Esses exemplos e estudos de caso demonstram a importância da implementação efetiva da Política de Recursos Hídricos e seus impactos na gestão sustentável dos recursos hídricos. Eles também ressaltam a necessidade contínua de aprimoramento da política, com base nos desafios enfrentados e nas lições aprendidas ao longo do tempo.

Desafios e oportunidades para fortalecer a integração

Embora a Política de Recursos Hídricos tenha avançado significativamente ao longo dos 25 anos de sua implementação no Brasil, ainda existem desafios a serem superados e oportunidades a serem exploradas para fortalecer a integração com outras políticas e aprimorar a gestão dos recursos hídricos.

Um dos principais desafios diz respeito à efetiva implementação da gestão integrada dos recursos hídricos. Conforme apontado por Santos (2018), a integração com a Política Nacional de Meio Ambiente e a Política Nacional de Mudanças Climáticas requer uma atuação coordenada entre os diferentes órgãos e entidades envolvidos, bem como a superação de obstáculos institucionais e a promoção de uma cultura de cooperação entre os setores público, privado e a sociedade civil.

Outro desafio é o fortalecimento da participação social na tomada de decisões relacionadas à gestão dos recursos hídricos. Como destacado por Ferreira (2017), a efetiva participação das comunidades, dos usuários de água e de outros atores é essencial para garantir a legitimidade e a transparência nas decisões, bem como para promover a gestão democrática e participativa dos recursos hídricos.

Além disso, é fundamental considerar os impactos das atividades humanas sobre os recursos hídricos e desenvolver estratégias de conservação e recuperação dos ecossistemas aquáticos. Conforme ressaltado por Lima (2019), a degradação ambiental, a poluição e a exploração excessiva dos recursos hídricos representam desafios significativos para a gestão adequada desses recursos. É necessário fortalecer medidas de preservação, como a recuperação de áreas degradadas e a proteção das nascentes, visando à conservação dos ecossistemas e à manutenção da qualidade da água.

Diante desses desafios, existem oportunidades para fortalecer a integração da Política de Recursos Hídricos com outras políticas e promover uma gestão mais sustentável dos recursos hídricos. Uma oportunidade é o uso de tecnologias e inovações para monitoramento, controle e gestão eficiente dos recursos hídricos. Conforme mencionado por Ferreira (2017), a adoção de sistemas de monitoramento remoto, a modelagem hidrológica avançada e o uso de técnicas de inteligência artificial podem contribuir para a tomada de decisões baseadas em dados precisos e atualizados.

Outra oportunidade está relacionada à promoção de parcerias e cooperação entre os diferentes atores envolvidos na gestão dos recursos hídricos. Conforme apontado por Santos (2018), a cooperação entre governos, setor privado, organizações da sociedade civil e comunidades locais pode impulsionar a implementação de projetos conjuntos, compartilhamento de conhecimentos e recursos, e fortalecimento das capacidades técnicas e institucionais.

Além disso, a ampliação do acesso à informação e à educação ambiental pode contribuir para a conscientização da sociedade sobre a importância dos recursos hídricos e a necessidade de sua gestão sustentável. Como afirmado por Lima (2019), é essencial promover a conscientização e a mobilização da sociedade para a participação ativa na proteção e preservação dos recursos hídricos.

Considerações finais

Ao longo deste artigo, foi discutido os 25 anos da Política de Recursos Hídricos no Brasil, destacando seus avanços, aprendizados e desafios. Através da análise da fundamentação e princípios da política, evidenciamos a importância da gestão integrada dos recursos hídricos, considerando tanto os aspectos ambientais quanto os sociais e econômicos.

A integração da Política de Recursos Hídricos com a Política Nacional de Meio Ambiente e a Política Nacional de Mudanças Climáticas revelou-se fundamental para abordar as interconexões entre essas questões, reconhecendo a água como um elemento central para a sustentabilidade ambiental e a adaptação às mudanças climáticas. A participação social também emerge como um elemento-chave na implementação da política, garantindo a transparência, a inclusão e a legitimidade das decisões relacionadas aos recursos hídricos.

Ao examinar exemplos e estudos de caso, pudemos observar como a política foi aplicada na prática, destacando-se a gestão dos recursos hídricos na Bacia do Rio São Francisco, a resposta à crise hídrica em São Paulo e o Programa de Conservação e Recuperação de Nascentes em Minas Gerais. Esses casos concretos evidenciam os benefícios da política em termos de participação social, preservação dos ecossistemas aquáticos e enfrentamento de desafios específicos.

Contudo, ainda enfrentamos desafios significativos. A efetiva implementação da gestão integrada, a ampliação da participação social, a preservação dos ecossistemas aquáticos e a resposta adequada às mudanças climáticas são aspectos que requerem atenção contínua e esforços conjuntos de diferentes atores. A superação desses desafios pode ser potencializada por meio do uso de tecnologias inovadoras, parcerias colaborativas e o fortalecimento da conscientização e educação ambiental.

Em conclusão, os 25 anos da Política de Recursos Hídricos no Brasil representam um marco importante na busca por uma gestão sustentável dos recursos hídricos. Através de avanços conquistados, lições aprendidas e desafios identificados, a política continua a evoluir e se adaptar às demandas atuais. O fortalecimento da integração com outras políticas, a promoção da participação social e o uso de abordagens inovadoras são caminhos promissores para aprimorar a gestão dos recursos hídricos e garantir sua disponibilidade para as gerações presentes e futuras.

Referências

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. Diário Oficial da União, Brasília, 9 jan. 1997.

BRASIL. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional de Meio Ambiente. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 2 set. 1981.

BRASIL. Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009. Institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima - PNMC e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 30 dez. 2009.

BRASIL. Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000. Dispõe sobre a criação da Agência Nacional de Águas (ANA). Diário Oficial da União, Brasília, 18 jul. 2000.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 28 maio 2012.

PIMENTA, A. F.; SOUZA, O. V. (Orgs.). Água e Políticas Públicas: Interfaces e Desafios. EdUFMT, 2015.

MARQUES, R. C. Política Nacional de Recursos Hídricos. EdUFSC, 2013.

RIBEIRO, W. C. Política de recursos hídricos no Brasil: os desafios da governança em um contexto de transição. Annablume Editora, 2015.

TUCCI, C. E. M. Gestão integrada de recursos hídricos: fundamentos e exemplos. Oficina de Textos, 2017.

WERNECK, M. O. A cobrança pelo uso da água e a gestão dos recursos hídricos no Brasil. Editora Letras & Letras, 2016.



ARTIGOS COMPLETOS

ÁREA TEMÁTICA
Reaproveitamento de Resíduos Sólidos

DORMENTES POLIMÉRICOS: UMA NOVA ALTERNATIVA DE SUSTENTABILIDADE PARA A VIA PERMANENTE

Paulo Roberto Garcia¹, Vinicius Astorino Bizelli², Luziana Bezerra Borralho³, Luís Fernando Faina⁴

1Universidade Federal do Triângulo Mineiro, e-mail: paulo.garcia@uftm.edu.br;

2Universidade Federal do Triângulo Mineiro, e-mail: d201910536@uftm.edu.br;

3Universidade Federal do Triângulo Mineiro, e-mail: luziana_borralho@hotmail.com;

4 Universidade Federal de Uberlândia, e-mail: luisfaina@ufu.br

Palavras-chave: Sustentabilidade; Ferrovias; Dormentes poliméricos; Ansys.

Resumo

Com a crescente preocupação ambiental, o mercado tem buscado constantemente materiais inovadores e sustentáveis. No setor ferroviário, essa busca não é diferente, já que a importância desse modal é inegável tanto no Brasil quanto no mundo. Nesse contexto, surge um novo material feito com plástico reciclado, com o objetivo de gerar soluções inteligentes provenientes da reciclagem de resíduos plásticos.

Diante disso, o presente estudo tem como objetivo analisar e comparar, de forma qualitativa e computacional, as propriedades de sustentabilidade e mecânicas dos dormentes de madeira e polímero, utilizando o *software* Ansys (sistema que utiliza o método dos elementos finitos). Além disso, é realizado uma análise econômica da utilização desses materiais, com a apresentação dos respectivos custos.

Os resultados obtidos indicam que, do ponto de vista sustentável e qualitativo, o dormente polimérico é vantajoso e atende às exigências necessárias. No entanto, do ponto de vista econômico, sua viabilidade só é comprovada quando sua vida útil estimada ultrapassa os 20 anos.

Introdução

Em um país como o Brasil que possui umas das maiores extensões territoriais do mundo o transporte de carga e logística possui grande importância para a inserção do país na economia mundial. Nas últimas décadas, a exportação de produtos agrícolas tem sido um dos principais pilares para o crescimento econômico da nação e do aumento da competitividade internacional. Nesse contexto, o transporte ferroviário se destaca por ser o mais indicado para transporte de grandes toneladas de produtos como minério de ferro, grãos e fertilizantes devido a sua viabilidade econômica ao se comparar o valor do frete a cada tonelada transportada por quilômetro com outros modais (PONTES; CARMO; PORTO, 2009).

De acordo com Ometto (2006), o principal problema da perda de competitividade internacional do Brasil deve-se ao grande custo do transporte de carga. Devido as condições precárias que se encontram as vias permanentes e a falta de investimentos no setor, a matéria prima sai com preço baixo da porta das propriedades rurais e chega com custo elevado para o consumidor final ou para a exportação.

Os investimentos no setor ferroviário tiveram seu ápice entre as décadas de 1940 e 1960 com a criação da Rede Ferroviária Federal S.A. pelo presidente Juscelino Kubitschek. As ferrovias brasileiras despontavam no cenário mundial ao se tratar de tecnologia na operação e manutenção ferroviária, entretanto, a partir da década de 1980, as ferrovias deixam de ser prioridades e o setor inicia um declínio nos próximos 20 anos. Os investimentos recomeçam nos anos 90 graças aos incentivos da iniciativa privada, mas diversas lacunas relacionadas à manutenção, lacunas essas que tangem a segurança operacional, eficiência, custos e sustentabilidade acompanham o setor até os dias atuais (STEFFLER, 2013).

Uma parcela significativa do custo de manutenção das linhas ferroviárias deve-se a substituição dos dormentes. De acordo com Steffler (2013), no passado, o dormente de madeira de lei era o material preferido e mais utilizado para aplicação em ferrovias visto que suas propriedades mecânicas e a vida útil atendiam perfeitamente as exigências ferroviárias iniciais. Entretanto, Souza, Nunes et al. diz que devido ao aumento do desmatamento e das alterações nas regulamentações ambientais houve queda na oferta de dormentes de madeira de lei e consequente aumento no preço, levando assim, à busca de alternativas mais econômicas para produção de dormentes de madeira.

Presentemente, a madeira mais utilizada para esse fim é o eucalipto, porém, sua vida útil, comparada às madeiras de lei, é significativamente inferior, gerando assim, maior necessidade de substituição da dormentação das linhas, o que também gera maior quantidade de resíduo no meio ambiente. Assim, o uso de materiais alternativos, mais resistentes e que possam ser reutilizados, como os polímeros reciclados, podem trazer benefícios a longo prazo voltados à manutenção sustentável das ferrovias e aumentando a segurança operacional das mesmas.

A busca por alternativas sustentáveis nas operações econômicas é constante, visto que já há a escassez de matérias-primas como a madeira. As operações ferroviárias não só no Brasil, como no âmbito mundial, buscam uma maior eficiência no que diz respeito a manutenção, reduzindo a probabilidade de acidentes e falhas, além da redução do uso de material e da geração de resíduo. Eficiência não está apenas ligado a produção, mas também a sua ecoeficiência. No setor ferroviário, é preocupante a quantidade de rejeito produzido em sua manutenção, dessa forma, a utilização de novos materiais, como o

polímero reciclado, para a fabricação de dormentes, é de grande impulso na operação verde das ferrovias, melhorando não só a questão ambiental, mas também a confiabilidade da malha férrea.

Sendo assim, o objetivo desse trabalho é analisar os diferentes tipos de dormentes ferroviários, apresentando suas características e aplicações na superestrutura ferroviária. Como foco a comparação será realizada entre os dormentes de madeira e plástico polimérico, uma vez que hoje o material mais utilizado é a madeira de eucalipto, comparação tal realizada de maneira qualitativa e computacional, utilizando o software Ansys. Também, será apresentado a aplicação de dormentes de plástico reciclados como solução viável econômica, social e ambiental para substituição de dormentes de madeiras aplicados nas malhas ferroviárias do país.

Materiais e Métodos

As análises computacionais deste trabalho foram feitas através do *software* ANSYS, sistema que utiliza o método dos elementos finitos (MEF) para desenvolvimento de modelos numéricos, sendo possível modelar a estrutura de um dormente com suas devidas propriedades físicas, condições de contorno e carregamentos envolvidos.

Para simular os dormentes a primeira característica considerada foi a força atuante dos vagões. De acordo com Bastos (2002), a distribuição de carga nos dormentes é relacionada ao seu espaçamento e dos eixos do material rodante, do fator de impacto, reação do lastro e do sublastro, além da rigidez dos trilhos. A AREMA (*American Railway Engineering and Maintenance-of-way Association*) traz um gráfico onde o fator de distribuição de carga é definido em função do espaçamento entre dormentes, como mostra a Figura 1.

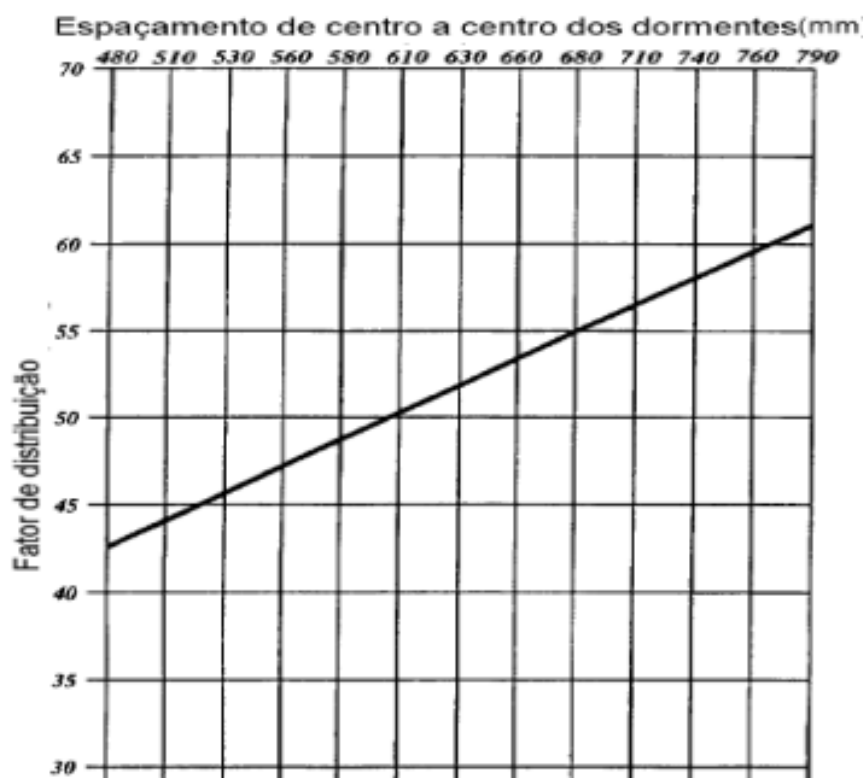


Figura 1: Fator de distribuição (FD) - AREMA 1999.

O cálculo da pressão no lastro foi calculado através da Equação (1), considerando um fator de impacto de 200% sobre as cargas verticais a fim de estimar o efeito dinâmico das composições quando em movimento de um vagão carregado, modelo Hopper Fechado em alumínio, ilustrado na Figura 2, o qual possui 4 eixos e 8 rodas e capacidade máxima de carga de até 130.000 kg.

$$p_m = \frac{2Q \left(1 + \frac{F_i}{100}\right) \left(\frac{F_d}{100}\right)}{A} \quad (1)$$

Onde: p_m é a pressão média no lastro [Pa], Q é a carga por roda [N], F_i é o fator de impacto [%], F_d é o fator de distribuição [%] e A é a área de apoio do dormente [m²].



Figura 2: Vagão Hopper fechado em alumínio.

O primeiro tipo de dormente a ser analisado será o de madeira. Existem 3 espécies de eucalipto que são aceitas pelas especificações técnicas ferroviárias: Eucalipto Citriodora, Eucalipto Paniculata e Eucalipto Tereticornis. Para este estudo foi considerado as características do Eucalipto Citriodora, cuja as dados estão expostas na Tabela 1.

Tabela 1: Propriedades madeira Eucalipto Citriodora (Steffler, 2013)

Propriedade	Espécie Eucalipto Citriodora
Densidade Aparente (kg/m ³)	1040
Dureza Janka (kN)	8,75
Tração normal às fibras (MPa)	10,1
Cisalhamento (MPa)	16,27
Fendilhamento (MPa)	1,17
Coefficiente de retratilidade volumétrica	0,77
Módulo de elasticidade flexão elástica (MPa)	13.337
Coefficiente de expansão térmica (°C ⁻¹)	0,005

O esquema estático do dormente lançado no *software* consiste na aplicação da pressão do solo, na face inferior do dormente de dimensões 0,20 x 0,17 x 2 m; duas cargas concentradas, representando as cargas nas rodas, localizadas a 0,50 m das extremidades, no sentido longitudinal e ainda, a aplicação dos apoios fixos nas duas extremidades da peça, conforme apresentado na Figura 3.

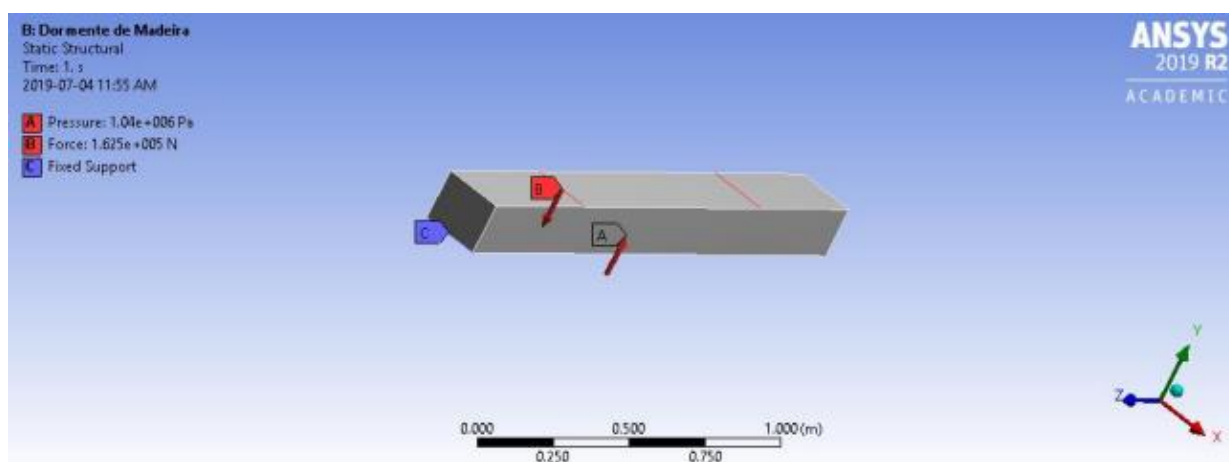


Figura 3: Esquema estático do dormente de madeira Eucalipto Citriodora.

O mesmo esquema estático da Figura 3 foi criado para o dormente polimérico utilizando as características de um dormente de marca americana *TieTek*. Para visualização dos dados foi elaborado a Tabela 2 adaptada do catálogo americano para o português com as características do modelo de dormente de dimensões 0,17 x 0,2286 x 2,74 m.

Tabela 2: Propriedades dormente polimérico (TieTek, 2019)

Propriedades	Dormente Polimérico TieTek
Aparência	Cinza escuro a preto
Peso	113,40 a 122,46 kg
Dureza da superfície	3.175,15 kg
Densidade	1.153,32 kg/m ³
Coefficiente de expansão térmica	0,00135 % / C°
Módulo de ruptura	Maior que 18,61 Mpa
Módulo de elasticidade	Maior que 4826,3 Mpa
Módulo de Flexão	268,90 Mpa
Compressão na placa de apoio	16,54 Mpa
Inflamabilidade	Nenhuma combustão após 20 segundos de chama incidente; auto extinta após 120 segundos de chama incidente.
Inserção de prego	3.175,15 kg
Resistência lateral do parafuso	1.179,35 kg
Retirada de prego	1.496,85 kg
Retirada de parafuso	3.628,73 kg
Resistividade	500 MΩ a 500 Volts

A viabilidade econômica do uso de dormentes poliméricos será analisada através do método do Valor Presente Líquido (VPL) conforme Equação 2, método o qual é amplamente utilizado em análises econômicas de obras de infraestrutura de transportes. Serão analisados os custos relacionados à implantação e substituição dos dormentes poliméricos em comparação à dormentação de madeira.

$$VPL = \sum_{t=0}^n \frac{FC_t}{(1+i)^t} - I_0 \quad (2)$$

Onde: FC_t é o fluxo de caixa líquido correspondente ao período t , i é a taxa de desconto, n é o número de períodos do projeto e I_0 é o investimento inicial.

As saídas de fluxo de caixa serão calculadas levando em consideração o tempo de vida útil de cada tipo de dormente. Os dormentes de madeira têm uma vida útil de 7 anos, enquanto a vida útil dos dormentes poliméricos é estimada em 15, 20, 30, 40 e 50 anos. É importante destacar que não existem estudos conclusivos sobre a durabilidade do material, já que ele é relativamente novo no mercado. Por fim, os custos de aquisição e manutenção foram cedidos pela VLI e estão expressos na Tabela 3.

Tabela 3: Custos de aquisição e substituição de dormentes de Eucalipto e Polimérico

Custos por Unidade de Dormente	Dormente de Eucalipto	Dormente Polimérico
Custo de aquisição	R\$ 100,00	R\$ 420,00
Custo de substituição	R\$ 52,36	R\$ 52,36
Custo total	R\$152,36	R\$ 472,36

Resultados e Discussões

Através dos dados obtidos na Figura 1 e com as dimensões do vagão modelo Hopper, foi calculado pela Equação 1 a pressão média no lastro. Os dados com as devidas conversões de unidades, assim como o resultado, estão expostos na Tabela 4.

Tabela 4: Cálculo da pressão média no lastro

Característica	Unidade	Valor
Carga por eixo	N	325000
Carga por roda	N	162500
Fator de impacto	%	200
Fator de distribuição	%	47
Área de apoio do dormente	m ²	0,44
Pressão média no lastro	Pa	1041477,27
	MPa	1,04

Com os dados característicos de cada material e com a pressão média no lastro calculada foi possível simular os dois tipos de dormentes através do *software* de simulação Ansys. Para possível comparação foi elaborado a Tabela 5 com os resultados máximo e mínimo de cada característica apresentada.

Tabela 5: Comparação dos resultados de tensões

Parâmetros	Madeira		Polímero	
	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
Deformação total [m]	0	0,0103	0	0,026
Deformação total – 40°C [m]	0	0,012425	0	0,036
Deformação total – 0°C [m]	0	0,0077577	0	0,015
Tensão principal máxima [MPa]	-0,0029893	84	-3151,90	84,30
Tensão máxima cisalhante [MPa]	5,46	45,26	0,55	45,36
Tensão normal [MPa]	-8,19	18,71	-9,03	20,61
Tensão cisalhante [MPa]	-4,01	4,01	-4,28	4,28
Energia de deformação [J]	0,35006	22,824	2,50	162,80

Ao examinar as deformações totais, independente da temperatura, constata-se que as deformações ficam abaixo da flecha máxima permitida pela AREMA, que é de 3 cm. Portanto, o dormente polimérico satisfaz a exigência da flecha máxima. Além disso, em termos de outros esforços, o dormente polimérico produz resultados semelhantes aos do dormente de madeira, o que fortalece sua semelhança mecânica e conformidade com os rigorosos padrões ferroviários.

No que diz respeito a viabilidade e econômica, para aplicar o método de Valor Presente Líquido (VPL), é essencial que se estabeleça uma parametrização da vida útil dos dormentes poliméricos em relação aos dormentes de madeira. Isso é necessário para garantir que o resultado seja uniforme e preciso. Com base nessa premissa, foi realizado o cálculo do custo equivalente, multiplicando a taxa de substituição pelo custo de manutenção de cada dormente. Os valores obtidos podem ser visualizados na Tabela 6.

Tabela 6: Custos parametrizados para a substituição de dormentes de Eucalipto e Polimérico

Análise	Durabilidade [anos]		Taxa de Troca		Custos Parametrizados	
	Eucalipto	Polimérico	Eucalipto	Polimérico	Eucalipto	Polimérico
1	7	15	1	0,47	R\$ 152,36	R\$ 222,01
2	7	20	1	0,35	R\$ 152,36	R\$ 165,33
3	7	30	1	0,23	R\$ 152,36	R\$ 108,64
4	7	40	1	0,18	R\$ 152,36	R\$ 85,02
5	7	50	1	0,14	R\$ 152,36	R\$ 66,13

Para o cálculo do Valor Presente Líquido (VPL), é necessário adotar uma Taxa Mínima de Atratividade (TMA). Neste trabalho, utilizou-se a taxa SELIC do dia como TMA. A seguir, são apresentadas tabelas com os resultados do VPL obtidos para a implantação e manutenção de dormentes de eucalipto e dormentes poliméricos, considerando a estimativa de vida útil de 15, 20, 30, 40 e 50 anos.

Tabela 7: VPL dormente de madeira de Eucalipto

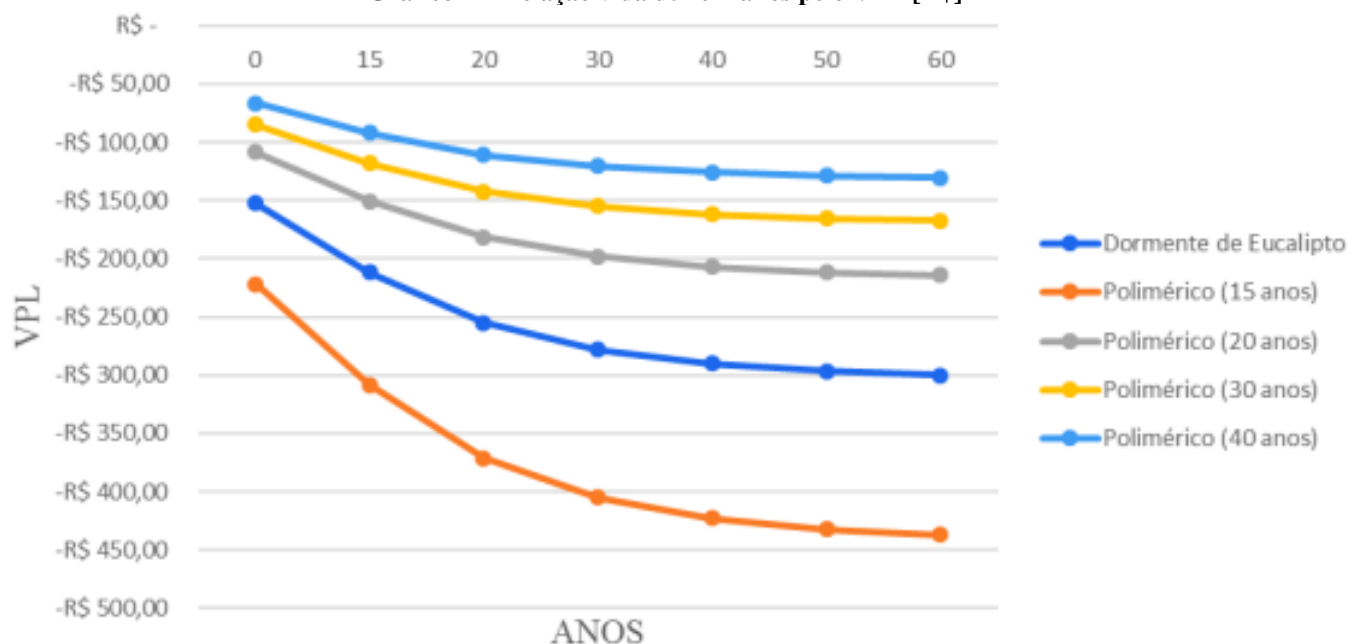
Análise	Madeira de Eucalipto			
	Anos	TMA	Custo de Implantação	VPL
1	0			-R\$ 152,36
2	15			-R\$ 211,60
3	20			-R\$ 254,84
4	30	6,50%	-R\$ 152,36	-R\$ 277,88
5	40			-R\$ 290,15
6	50			-R\$ 296,68
7	60			-R\$ 300,17

Tabela 8: VPL dormente polimérico

Análise	Dormente Polimérico					
	Anos	TMA	VPL (15 anos)	VPL (20 anos)	VPL (30 anos)	VPL (40 Anos)
1	0		-R\$ 222,01	-R\$ 108,64	-R\$ 85,02	-R\$ 66,13
2	15		-R\$ 308,33	-R\$ 150,88	-R\$ 118,08	-R\$ 91,84
3	20		-R\$ 371,34	-R\$ 181,72	-R\$ 142,21	-R\$ 110,61
4	30	6,50%	-R\$ 404,90	-R\$ 198,14	-R\$ 155,07	-R\$ 120,61
5	40		-R\$ 422,78	-R\$ 206,89	-R\$ 161,91	-R\$ 125,94
6	50		-R\$ 432,31	-R\$ 211,55	-R\$ 165,56	-R\$ 128,77
7	60		-R\$ 437,38	-R\$ 214,04	-R\$ 167,50	-R\$ 130,28

Vale destacar que o ano zero na Tabela 8 refere-se ao custo de implantação do dormente. Além disso, foi considerado apenas o custo de manutenção para o cálculo do VPL, o que resultou em um valor negativo. Assim, o item mais vantajoso será aquele com o menor custo absoluto. Os valores presentes líquidos foram apresentados no Gráfico 1 para fins de comparação.

Gráfico 1 – Relação vida útil em anos pelo VPL [R\$]



Ao analisar o gráfico acima, pode-se notar que o uso do dormente polimérico é vantajoso quando sua vida útil é de 20, 30 ou 40 anos. Contudo, para uma vida útil de 15 anos, essa opção se torna inviável, pois seus custos ao longo do tempo não são mais econômicos do que o uso dos dormentes de madeira. Isso ocorre devido ao alto valor inicial de implantação dos dormentes poliméricos em comparação com os dormentes de madeira, uma vez que o valor de aquisição dos dormentes poliméricos é 4,2 vezes maior que o dos dormentes de madeira.

Comentários finais

A partir dos estudos realizados neste trabalho, fica evidente a importância da adoção de dormentes poliméricos em substituição a outros tipos de dormentes, em especial os de madeira, discutidos neste estudo. As propriedades mecânicas e características qualitativas do dormente polimérico apresentam vantagens significativas, além de ser uma solução ambientalmente sustentável que permite o reaproveitamento de rejeitos sólidos na fabricação desse material.

No entanto, para popularizar sua utilização, como revelado pela análise econômica, é necessário difundir o material, a fim de que haja uma redução do preço de custo. Isso é um fator limitante para as concessionárias implantarem esse novo material. Além disso, a normatização e padronização dos requisitos mínimos para o dormente polimérico, assim como existe para madeira, aço e concreto, também pode ajudar na sua adoção mais ampla.

Assim sendo, a substituição dos dormentes de madeira por dormentes poliméricos surge como alternativa sustentável para a manutenção das linhas ferroviárias brasileiras. Além disso, essa troca garante que as características mecânicas e geométricas atendam a todas as exigências das ferrovias, sem afetar a segurança ou o uso desse material na grade ferroviária já existente.

Como forma de continuação deste trabalho e com o objetivo de alavancar a ferrovia brasileira diante do cenário internacional, sugere-se novos estudos no que diz respeito a diminuição de custos de fabricação e de prolongamento da vida útil destes materiais sustentáveis, como o dormente polimérico apresentado neste artigo.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a CAPES, CNPq e a Universidade Federal do Triângulo Mineiro pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

Arema, American Railway Engineering and Maintenance Association. Manual for railway engineering. 1997

Bastos, P. S. dos S. 2002. Análise experimental de dormentes de concreto protendido reforçados com fibra de aço. Tese de Doutorado. USP, São Carlos.

Campos, J. J. L. 2015. Análise de dormente polimérico reciclado como solução financeira viável para substituição de dormente de madeira dos AMV's da via permanente. 21ª Semana de Tecnologia Metroviária. São Paulo.

Hirschfeld, H. 2015. Engenharia Econômica e Análise de Custos. 7ª Edição. Editora Atlas S.A, São Paulo.

Ometto, J. G. S. 2006. Os gargalos da agroindústria. O Estado de São Paulo, pp. 01.

Silva, L. F. M. da. 2002. Fundamentos teóricos-experimentais da mecânica dos pavimentos ferroviários e esboço de um sistema de gerência aplicado à manutenção da via permanente. Tese de Doutorado. UFRJ, Rio de Janeiro.

Steffler, F. 2013. Via Permanente aplicada: guia teórico e prático. LTC, Rio de Janeiro.

APLICAÇÃO DA LAMA VERMELHA COMO FÍLER NA PRODUÇÃO DE MISTURAS ASFÁLTICAS

¹Mayara Sarisariyama Siverio Lima, ²Liseane Padilha Thives, ³Luciana Rohde

¹Institute of Construction and Materials Science, e-mail: Mayara.Siverio-Lima@uibk.ac.at; ²Universidade Federal de Santa Catarina, e-mail: liseane.thives@ufsc.br; ³Universidade Federal de Santa Catarina, e-mail: l.rohde@ufsc.br

Palavras-chave: lama vermelha; mistura asfáltica, desempenho mecânico

Resumo

A lama vermelha é o resíduo do beneficiamento da bauxita na produção do alumínio, sendo Pará o principal estado brasileiro produtor deste minério. A disposição inadequada da lama vermelha gera prejuízos sociais, econômicos e ambientais e, sérios acidentes já foram registrados no Brasil. Por outro lado, os pavimentos das rodovias do Pará se encontram em condições precárias e acarretam um aumento do custo operacional de transporte em quase 50%. Neste cenário, a possibilidade de inserção da lama vermelha na produção de misturas asfálticas, sua contribuição na melhoria da infraestrutura rodoviária e redução de armazenagem do resíduo na natureza pode ser uma alternativa viável. Este estudo tem o objetivo avaliar o desempenho mecânico de misturas asfálticas pela incorporação de lama vermelha como material de enchimento (fíler). Foram produzidas misturas asfálticas com 5% e 7% de lama vermelha e realizados ensaios de deformação permanente e de dano por umidade induzida. Uma mistura sem adição de lama vermelha (controle) foi confeccionada para comparação. Os resultados mostraram que ambas as misturas com lama vermelha apresentaram resistência à deformação permanente superior à mistura controle, com redução de afundamento em mais de 40%. O dano por umidade induzida não afetou de forma significativas as misturas testadas. Relativamente à questão ambiental, a análise do pH da lama vermelha indicou estar em padrões estabelecidos pela norma brasileira. No entanto, a presença de pentóxido de vanádio, a caracteriza sendo uma substância tóxica, classificada como resíduo de Classe I – Perigoso. Este estudo contribuiu para mitigação de problemas relacionados ao descarte inadequado da lama vermelha e ampliação da possibilidade de reaproveitamento desse resíduo em um material alternativo passível de ser utilizado na indústria da construção rodoviária.

Introdução

O alumínio, as ligas e os compósitos à base de alumínio são amplamente utilizados por diversas indústrias devido às suas propriedades como, leveza, excelente condutividade térmica e elétrica, baixos custos operacionais e adequada resistência à corrosão (Penkova e Miteva, 2022). No entanto, como o metal alumínio não ocorre naturalmente, o mesmo é produzido pelo refino do minério de bauxita em óxido de alumínio (alumina), em cujo processo há geração de resíduo perigoso (IAI, 2021).

O Brasil é um dos maiores países produtores de bauxita, com 13% da produção e 9% das reservas mundiais, o que demonstra a importância econômica deste minério ao país (USGS, 2019). Em 2021, o Pará, principal estado produtor brasileiro, foi responsável por 89,4% da produção de bauxita bruta, beneficiada e comercializada (ANM, 2023). De acordo com o percentual de alumina, sílica e ferro, a bauxita classificada como metalúrgica é usada na produção de alumina e corresponde a 98% da produção nacional, enquanto que a não metalúrgica (refratária) é utilizada na indústria química, produção de abrasivos e cimento (Sampaio et al., 2008; Xavier, 2014).

A lama vermelha é o resíduo gerado durante o beneficiamento da bauxita em alumina, matéria-prima da produção de alumínio, realizado por meio do processo Bayer. No processo Bayer, a bauxita é aquecida sob pressão em elevadas temperaturas (280°C). Em geral, a soda cáustica é usada para dissolver seletivamente alumina e, a maior parte de outros minerais não dissolvidos formando o principal elemento sólido, a lama vermelha (IAI, 2021). Assim, este resíduo industrial apresenta natureza alcalina e é também constituído por metais pesados e substâncias tóxicas (Wang e Liu, 2012). De acordo com a classificação da norma brasileira NBR 10.004 (ABNT, 2004_A) a lama vermelha é um resíduo sólido Classe II-B inerte (Lima, 2015).

A proporção de lama vermelha gerada e alumina produzida varia de acordo com o método de produção e composição da bauxita. Estudos mostraram que para cada tonelada de alumina produzida podem ser gerados entre 0,3 a 2,5 toneladas de lama vermelha (Ribeiro et al., 2012; Hildebrando, et al., 2013). Estima-se que a quantidade de lama vermelha gerada anualmente no mundo é superior a 130 milhões de toneladas (Chen et al., 2023).

Considerando a elevada alcalinidade e dificuldade de emprego direto, os principais métodos de disposição da lama vermelha são os seguintes: imersão ao mar; lagoagem, empilhamento a seco e eliminação a seco. O método comumente adotado é de empilhamento a seco a céu aberto, o qual requer grandes áreas e causa problemas ambientais como salinização e poluição do solo circundante durante o empilhamento e processo de armazenamento. No caso de precipitação, a lama vermelha pode formar um forte lixiviado alcalino, que ao se infiltrar no solo, polui as águas subterrâneas. Pequenas partículas de lama vermelha podem ser carregadas pelo vento resultando na poluição do ar. Além disso, dependendo do tipo de bauxita, a lama vermelha pode conter substâncias radioativas e causar poluição física (Lima e Thives, 2020).

A disposição inadequada da lama vermelha no meio ambiente acarretou sérios acidentes ambientais no Brasil e no mundo. Um dos acidentes mais severos ocorreu em 2010, na cidade de Ajka, na Hungria, onde cerca 1,1 milhão de metros cúbicos de lama vermelha vazaram de uma indústria de alumínio recobrimdo uma área de 40 km² e resultou na morte de sete pessoas e mais de cem outras feridas com queimaduras químicas (Matos, 2010). No Brasil, os rios Murucupi e Pará, situados no Pará, foram contaminados por vazamentos de lama vermelha em 2003, 2009 e 2018. Em 2003 e 2009, as populações ribeirinhas situadas em um raio de dois quilômetros do local de vazamento foram afetadas, a contaminação pelo resíduo levou a alterações físico-químicas da água dos rios, mortandade de peixes e de outros seres vivos (Brabo et al., 2003; Santos et al., 2009). Recentemente, outro acidente ocorreu em 2018 na região de Barcarena (Pará) na refinaria de alumina da Hydro Alunorte. As chuvas intensas na região resultaram em inundações e transbordamento de lama vermelha acumulada nos depósitos da região. O governo do Pará impôs multa ambiental e ordenou à refinaria uma redução da produção em 50% da capacidade no depósito de resíduos de bauxita (HYDRO, 2018). Em 2004, a região de Sorocaba (Estado de São Paulo), foi atingida pelo vazamento de mais de mil de metros cúbicos de lama vermelha, onde foi constatada a alteração da qualidade da água, que se tornou imprópria para uso humano, além de danos ocasionados à fauna e à flora (CETESB, 2004).

Considerando a severidade dos problemas ambientais, o reaproveitamento e a reciclagem da lama vermelha são necessários e possíveis, conforme diversos estudos comprovaram. As aplicações mais abrangentes da lama vermelha incluem a produção de materiais de construção, como aglomerado (Wang et al., 2017); vidro (Zhao et al., 2019); concreto (Liu e Poon, 2016; Tang et al., 2019); agregados em compósitos de geopolímeros (Uysal et al., 2022); materiais cerâmicos (Kavas, 2006; Macêdo et al., 2011); misturas asfálticas e asfalto (Zhang et al., 2018; Zhang et al., 2020; Lima e Thives, 2020).

Um dos principais obstáculos quanto à reinserção de determinados resíduos na cadeia produtiva se refere à distância de transporte do material ao local de reciclagem ou de aproveitamento e aplicação. Por outro lado, considerando a disponibilidade e quantidade de lama vermelha na região norte, especialmente no Pará, tem-se o favorecimento do uso como material alternativo, por exemplo, na composição de misturas asfálticas. Neste cenário, é importante descrever as condições das rodovias do Estado do Pará.

O modo rodoviário é o principal responsável pelo transporte de cargas (61%) e de pessoas (91%) no Brasil. A pesquisa realizada pela Confederação Nacional do Transporte (CNT) em 2022, na qual foram avaliados 4.164 km da malha federal e estadual pavimentada do Pará, mostrou que, quanto ao pavimento, 74,9% da extensão apresentou problemas; 25,1% estava em condição satisfatória e 1,0%, estava totalmente destruído. As condições dos pavimentos têm gerado um aumento do custo operacional de transporte de 45,9% naquele estado, o qual é repassado ao preço do transporte de cargas e de passageiros prejudicando a sociedade e a economia do país (CNT, 2023). A condição das rodovias do Pará e a disponibilidade da lama vermelha em grande volume incentivou o desenvolvimento deste estudo. O uso da lama vermelha na pavimentação pode contribuir para o gerenciamento deste resíduo de uma forma sustentável e ainda promover a melhoria da qualidade dos pavimentos rodoviários. Este trabalho tem o objetivo de avaliar viabilidade de aplicação de lama vermelha na composição de misturas asfálticas e previsão de desempenho mecânico.

Procedência da lama vermelha – área de estudo

A lama vermelha, objeto deste estudo, foi proveniente da refinaria de alumina Hydro Alunorte, localizada, na cidade de Barcarena no Pará, distante 113 km da capital, Belém. A Figura 1 ilustra em (a), a localização de Barcarena e, em (b), as instalações da empresa e o armazenamento do resíduo a céu aberto.

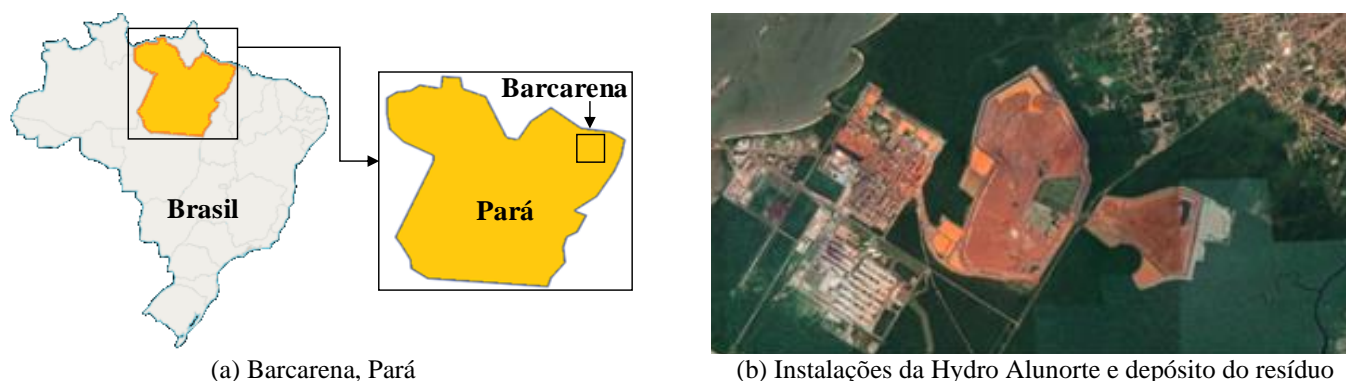


Figura 1: Localização da procedência da lama vermelha.

Materiais e Método

A seguir são apresentados os materiais utilizados para produção de misturas asfálticas a quente e descrito o método do estudo.

Materiais

Os materiais utilizados no estudo foram a lama vermelha, agregados de origem granítica e asfalto convencional CAP 50/70 e a caracterização corresponde à Fase 1 do método (Figura 2). A lama vermelha foi caracterizada em laboratório por meio dos seguintes ensaios: (i) difração de raios-X (DRX) com o equipamento difratômetro de raios-X marca RIGAKU e modelo Miniflex II; (ii) fluorescência de raios-X por energia dispersiva (EDX) no equipamento espectrômetro de fluorescência

de raios-X marca Shimadzu e modelo 700 HS; (iii) densidade de acordo com a norma DNER-ME 084/95 (DNIT, 2023); (iv) granulometria a laser em analisador de partículas marca MICROTRAC, modelo S3500; (v) potencial hidrogeniônico (pH) com equipamento PHTEK, modelo PHS-3B.

Os agregados de origem granítica são provenientes de uma britagem de Palhoça em Santa Catarina, sendo, de acordo com o tamanho nominal máximo, classificados em brita nº1 (3/4”), brita zero (3/8”) e pó de pedra (4,75 mm). Os agregados foram caracterizados através dos seguintes ensaios: (i) granulometria de acordo com a norma DNER-ME 083/98 (DNIT, 2023); (ii) densidade real, conforme normas DNER-ME 081/98 e DNER-ME 084/95 (DNIT, 2023); (iii) desgaste por abrasão Los Angeles que seguiu a norma DNER-ME 035/98 (DNIT, 2023).

O asfalto CAP 50/70 é classificado de acordo com a norma DNIT 095/2006 (DNIT, 2023) e foi fornecido por uma distribuidora de Curitiba (Paraná). Foram realizados ensaios de ponto de amolecimento (norma DNIT-ME 131/10; DNIT, 2023), penetração (norma DNIT-ME 155/10; DNIT, 2023) e viscosidade aparente (norma NBR 15.184; ABNT 2004B).

Método

A Figura 2 apresenta o fluxograma do método, composto por três fases. Na Fase 1, os materiais (agregados e asfalto) foram caracterizados para verificação de atendimento às especificações para produção de misturas asfálticas e a lama vermelha foi avaliada para identificação das características físico-químicas.

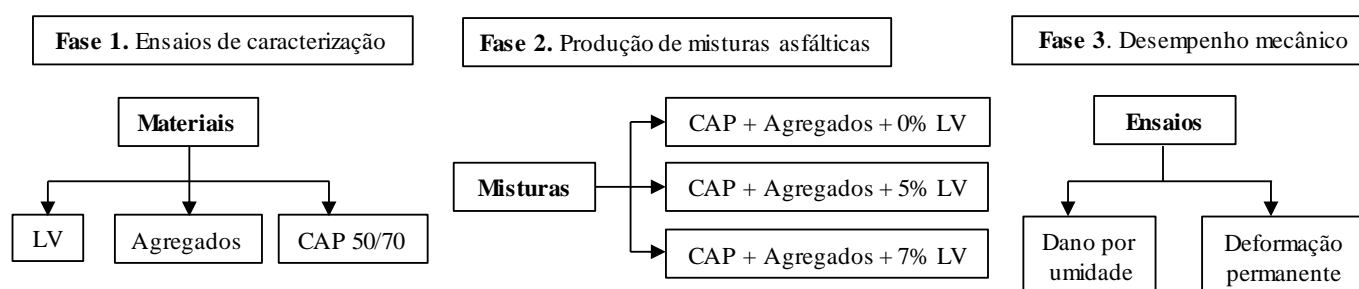


Figura 2: Fluxograma do método.

Na Fase 2 foram produzidas misturas asfálticas a quente de acordo com a norma DNIT 031/2006, faixa “C” (DNIT, 2023), estabelecida pelo Departamento Nacional de infraestrutura de Transportes (DNIT). Na composição granulométrica, a lama vermelha foi usada com fíler com percentuais de incorporação de 5% e 7%. Uma mistura, denominada “controle” e sem adição de lama vermelha, foi produzida para comparação, cujo fíler foi de pó de pedra. Em todas as misturas foi fixado o percentual de fíler em 7%, assim, dependendo da quantidade de lama vermelha incorporada, adicionou-se fíler de pó de pedra para composição da curva granulométrica. A dosagem foi feita pelo método do *Superior Performing Asphalt Pavements* (SUPERPAVE), com número de giros (N) de projeto, utilizado para estabelecer os esforços de compactação durante o processo de dosagem, correspondeu a um volume de tráfego elevado. A compactação foi feita no compactador giratório SUPERPAVE, num ângulo de giro de 1,25°, 30 rotações por minuto e tensão vertical de 600 kPa. Para cada mistura, foram testados quatro teores de asfalto (4,0%; 4,5%; 5,0% e 5,5%), e para cada teor, produzidos cinco corpos de prova (total de 60).

Após o estabelecimento dos parâmetros volumétricos e do teor de asfalto, foram confeccionados corpos de prova para realização dos ensaios de desempenho na Fase 3. Para realização do ensaio de deformação permanente, dois corpos de prova (50 cm de comprimento, 18 cm de largura e 5 cm de espessura) por mistura foram compactados em mesa compactadora de acordo com a norma NFP 98-250-2 (AFNOR, 1997) até atingimento da massa específica aparente. O ensaio foi realizado no simulador de tráfego conforme a norma NFP 98-253-1 (AFNOR, 1993), com aplicação de uma carga de 5 kN e pressão dos pneus de 0,6 MPa, na temperatura de 60°C. Os corpos de prova, ensaiados dois a dois, foram expostos a carregamentos longitudinais até 30.000 ciclos na frequência de 1 Hz (cada ciclo equivale ao movimento de ida e volta do pneu). Ao longo do ensaio foram realizadas medições de afundamento nos seguintes ciclos: 0, 100, 300, 1.000, 3.000, 10.000 e 30.000, em 15 pontos distintos na placa.

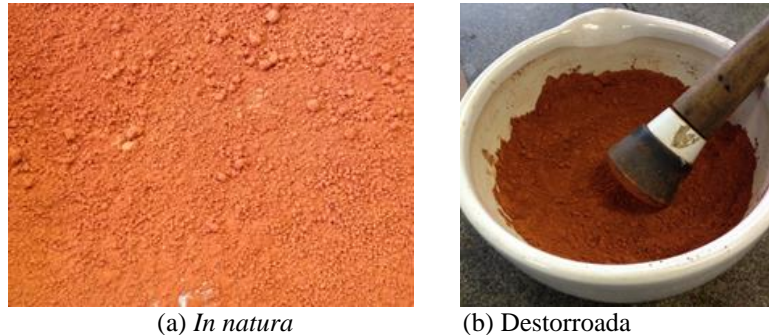
A avaliação da resistência das misturas asfálticas à umidade foi realizada por meio do ensaio de dano por umidade induzida e seguiu a norma NBR 15.617 (ABNT, 2011). No compactador giratório SUPERPAVE foram compactados seis corpos de prova por mistura com um volume de vazios de 7% ± 1%. Os corpos de prova foram divididos em dois grupos de três, sendo um grupo submetido a um processo de condicionamento. O condicionamento consistiu em saturar os corpos de prova de 55% a 80% de água, após submetê-los uma temperatura de -18°C ± 3°C por no mínimo 16 horas e em seguida, a um banho a 60°C por 24 horas. Após o processo, os corpos de prova foram testados no ensaio de resistência à tração por compressão diametral. O mesmo ensaio foi realizado no outro grupo sem condicionamento. O resultado do ensaio é expresso pela razão entre as médias aritméticas de resistência a tração por compressão diametral dos dois grupos, em porcentagem.

Em um fotocolorímetro, foi medido o pH da água na qual os corpos de prova foram condicionados e avaliadas as concentrações de ferro e alumínio. Na análise colorimétrica foi usado um sistema de comparação visual com cartela de cores e reagentes específicos para cada parâmetro avaliado.

Resultados e discussão

Caracterização da lama vermelha

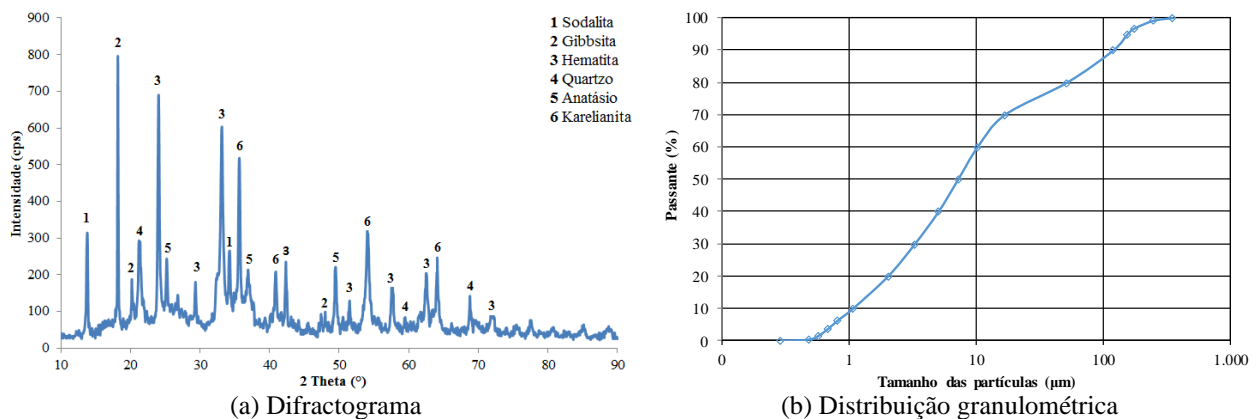
A lama vermelha é constituída por partículas fina e assim, na presença de umidade (ar), *in natura* tende a se aglomerar (Figura 3(a)). Previamente aos ensaios, a lama vermelha foi seca em estufa (25°C por 12 horas) e destorroada (Figura 3(b)).



(a) *In natura* (b) Destorroada

Figura 3: Aspecto da lama vermelha.

Na análise mineralógica da lama vermelha no difratômetro de raios-X, o ensaio foi realizado entre os ângulos 2θ de 5° até 90° , com passo de 0,05 e 1 segundo no tempo de contagem. Na identificação das fases presentes foi utilizada a base de dados do *International Center for Diffraction Data – Powder Diffraction File (ICDD-PDF)* e *Crystallography Open Database (COD)*. A Figura 4(a) ilustra o difratograma que mostrou a presença de fases de hematita, anatásio, quartzo, karelianita, gibsitita (oriundas da bauxita) e sodalita (formada no processo Bayer). Em concentrações inferiores às estabelecidas pela norma NBR 10.004 (ABNT, 2004_A), a presença de hematita, anatásio, quartzo, a gibsitita e sodalita não oferecem riscos à saúde humana. Por outro lado, a karelianita (trióxido de vanádio), na presença de umidade pode oxidar e transformar-se em pentóxido de vanádio, que confere periculosidade ao resíduo (ABNT, 2004_A). A curva granulométrica obtida em analisador de partículas a laser (Figura 4(b)), mostrou que 100% das partículas da lama vermelha têm diâmetro inferior a 0,29 mm. Cerca de 85% das partículas possuem diâmetro de 0,0004 mm a 0,06 mm, cuja classificação de acordo com a NBR 6.502 (ABNT, 1995), 20% corresponde à fração argila (< 0,002 mm), 65% à fração silte (0,002 mm a 0,06 mm) e 15% (0,06 mm a 0,2 mm) à fração de areia fina. Neste sentido, considerou-se que a lama vermelha pode ser utilizada como fíler em misturas asfálticas.



(a) Difratograma

(b) Distribuição granulométrica

Figura 4: Caracterização da lama vermelha.

Os resultados do ensaio de fluorescência mostraram na lama vermelha a presença em proporções mais elevadas de alumínio (35,47%), ferro (31,45%), silício (12,68%) e dióxido de carbono (12,40%), óxido de titânio (5,84%) e menores de óxido de cálcio (1,81%) de pentóxido de vanádio (0,22%) óxido de manganês (0,13%). A densidade da lama vermelha medida no ensaio foi de 2,609. Para mensuração do potencial Hidrogeniônico (pH), a lama vermelha foi misturada em água em proporção de 1:1 (em peso) e resultou em $10,25 \pm 0,05$, não sendo classificada como resíduo corrosivo, de acordo com a norma NBR 10.004 (ABNT, 2004_A). Por outro lado, um pH superior a 7, confere ao resíduo um caráter básico e assim, exercer influência na adesividade ao agregado

Caracterização dos agregados

A Tabela 1 apresenta a granulometria, densidade e absorção dos agregados. O ensaio de desgaste no equipamento Los Angeles foi realizado nos agregados 3/4" e 3/8", cujos resultados de 20,68% e 21,73%, respectivamente, são satisfatórios (inferior a 50%) DNIT 095/2006 (DNIT, 2023) e são adequados para a produção de misturas asfálticas.

Caracterização do asfalto

Os resultados obtidos nos ensaios de caracterização do CAP 50/70 são apresentados na Tabela 2 e mostraram que o asfalto atende às especificações da norma DNIT 095/2006 (DNIT, 2023). O ensaio de viscosidade aparente foi realizado no viscosímetro Brookfield em três temperaturas para estabelecimento das faixas de temperaturas de produção das misturas asfálticas, sendo entre 145°C a 151°C para mistura e de 135°C a 140°C para compactação.

Abertura das peneiras (mm)	19,10	12,70	9,50	4,80	2,00	0,42	0,18	0,075
Agregados	Porcentagem passante							
Brita 3/4"	98,7	30,1	4,7	1,1	0,9	0,6	0,5	0,1
Brita 3/8"	100,0	99,9	96,4	22,4	1,0	0,9	0,8	0,4
Pó de pedra	100,0	100,0	100,0	99,8	67,9	29,8	15,1	5,0
Densidade	Real (G_{sa})	Aparente (G_{sb})		Absorção (%)				
Brita 3/4"	2,774	2,748		0,351				
Brita 3/8"	2,740	2,701		0,521				
Pó de pedra	2,717	-		-				

Tabela 1: Granulometria, densidade e absorção dos agregados.

Características	Unidade	Limites	Resultado
Penetração (100 g, 5 s, 25°C)	0,1 mm	50 a 70	64
Ponto de amolecimento	°C	46 mín.	49,5
Viscosidade aparente			
135°C (sp 21, 20 rpm)	cP	274 mín.	308
150°C (sp 21, 20 rpm)		112 mín.	157
177°C (sp 21, 20 rpm)		57 a 285 mín.	63

Tabela 2: Caracterização do CAP 50/70 e limites da norma DNIT 095/2006.

Dosagem das misturas asfálticas

A Figura 5 apresenta a curva granulométrica das misturas e as faixas e limites estabelecidos para a faixa "C" (DNIT 031/2006, DNIT, 2023). De acordo com a dosagem, o teor de projeto (asfalto) resultou em 4,7% para a mistura controle (7% de fíler de pó de pedra); 4,5% para a mistura com 5% de lama vermelha e 4,4% para a mistura com 7% de lama vermelha. Observou-se que com a substituição da lama vermelha como fíler houve a redução do teor de asfalto. A Tabela 3 mostra os parâmetros volumétricos das misturas confeccionadas com o teor de projeto obtido na dosagem, os quais atenderam às especificações.

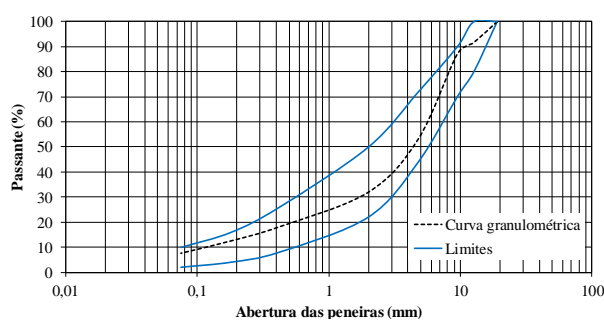


Figura 5: Curva granulométrica das misturas.

LV (%)	Teor de projeto (%)	Volume de vazios (%)	G _{mm} (g/cm ³)	G _{mb} (g/cm ³)	VAM (%)	RBV (%)
0 (controle)	4,7	4,91	2,552	2,427	14,13	70,9
5	4,5	4,96	2,560	2,421	12,7	67,6
7	4,4	5,51	2,558	2,443	12,4	67,8
Limites		4 a 6	-	-	> 15	65 a 82

Lv – Lama vermelha; G_{mm} – massa específica máxima; G_{mb} – massa específica aparente; VAM – Vazios do agregado mineral; RBV – Relação betume/vazios.

Tabela 3: Parâmetros volumétricos das misturas no teor de projeto.

Resistência à deformação permanente

O desempenho das misturas asfálticas quanto à deformação permanente foi verificado em simulador de tráfego francês *Orniéreur* e neste ensaio, o afundamento resultante (em porcentagem) é avaliado aos 30.000 ciclos. Os resultados das misturas nos ciclos e a redução do afundamento em relação à mistura controle está mostrado na Tabela 4. No Brasil não há uma norma

específica que limite o percentual de afundamento considerando este ensaio. As diretrizes francesas têm limitado em 10%, o valor aceitável de deformação em camadas de revestimento (LCPC, 2007). Entretanto, na França, o eixo padrão de solitação é de 130 kN, enquanto que no Brasil é de 80 kN. Outras diretrizes europeias limitam a deformação em 5% em camadas de revestimento com misturas asfálticas densas (caso da faixa “C” do DNIT), em rodovias de tráfego pesado (COST 333, 1999).

Número de ciclos	Mistura		
	0% LV	5% LV	7% LV
	Afundamento (%)		
100	1,09	0,51	0,51
300	1,52	0,73	0,74
1.000	2,19	1,10	1,11
3.000	3,05	1,60	1,62
10.000	4,38	2,41	2,46
30.000	6,10	3,50	3,58
Redução de afundamento (%)	-	42,63	41,30

Tabela 4: Desempenho à deformação permanente (afundamento).

De acordo com a Tabela 4, observou-se que todas as misturas obtiveram afundamento inferior a 10%, porém apenas as misturas produzidas com lama vermelha cumpriram com as diretrizes europeias, apresentando valores de deformação inferiores a 5% aos 30.000 ciclos. A Figura 6 ilustra em (a) o equipamento, em (b) placas moldadas antes do ensaio e em (c) placas após o ensaio.



(a) Equipamento



(b) Placas moldadas



(c) Placas deformadas

Figura 6: Ilustração do ensaio de deformação permanente.

O teor de asfalto é um parâmetro que influencia a resistência à deformação permanente, de modo que geralmente, um teor mais elevado conduz a uma resistência inferior. Por outro lado, um menor volume de vazios tende a aumentar a resistência à deformação permanente. Observou-se que, mesmo com um volume de vazios mais elevado, a mistura com 7% de lama vermelha obteve resultados satisfatórios e similares aos da mistura com 5% de lama vermelha, com a vantagem de inserção de um maior percentual de resíduo como filer na mistura asfáltica.

A proporção de filer na mistura também exerce influência no desempenho à deformação permanente. Considerando-se que foram introduzidos 7% de filer em todas as misturas com variações dos percentuais de lama vermelha e filer de pó de pedra, e que 20% da lama vermelha possui partículas com dimensões inferiores a 0,02 mm (Figura 4(b)), as quais segundo Bernucci *et al.* (2022) asseveraram que, durante o processo de mistura, podem ser incorporadas ao asfalto, contribuindo para o aumento da rigidez da mistura asfáltica produzida. Neste sentido, foram realizados ensaios de penetração e ponto de amolecimento em amostras de asfalto com incorporação da lama vermelha (LV) nos percentuais de 5% e 7% (Tabela 5). O presença da lama vermelha promoveu um singelo acréscimo no ponto de amolecimento e redução da penetração (Tabela 5), indicando um aumento de rigidez do CAP.

Característica	Unidade	CAP 50/70	CAP+5%LV	CAP+7%LV
Penetração (100 g, 5 s, 25°C)	0,1 mm	64	60	59
Ponto de Amolecimento	(°C)	49,5	50,0	50,0

Tabela 5: Influência da incorporação da lama vermelha na rigidez do asfalto.

Dano por umidade induzida

A Figura 7(a) apresenta os resultados, que correspondem à média obtida por grupo (três corpos de prova) da relação da resistência à tração por compressão diametral entre os corpos de prova não condicionados (RT) e condicionados (Rtu). As misturas com lama vermelha incorporada (5% e 7%) obtiveram a maior média de valores em corpos de prova não condicionados (0,65 MPa e 0,64 MPa, respectivamente) em relação à mistura controle (0,57 MPa). Como esperado, o condicionamento dos corpos de prova promoveu a redução da resistência à tração, contudo, as reduções não foram significativas, conforme observou-se na Figura 7(b), uma vez que foram inferiores a 30%. O melhor desempenho ao dano por umidade induzida foi atribuído à mistura com 7% de lama vermelha (95,3%).

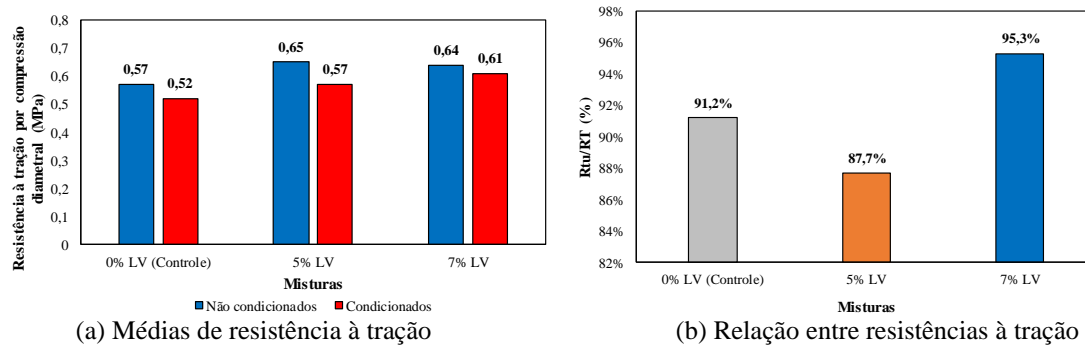


Figura 7: Resultados do ensaio de dano por umidade induzida.

A Figura 8 ilustra as precárias condições dos pavimentos de dois trechos de rodovias localizadas no estado do Pará, em (a) BR-163 com deformação permanente e em (b), BR-222 com buracos. Os resultados de desempenho mecânico obtidos neste estudo podem contribuir para que os revestimentos das rodovias brasileiras apresentem melhores condições de rolamento, sem o aparecimento de defeitos precoces. Ainda, mostrou a viabilidade de aproveitamento de um resíduo industrial, a lama vermelha, na composição das misturas asfálticas, minimizando os problemas ambientais.

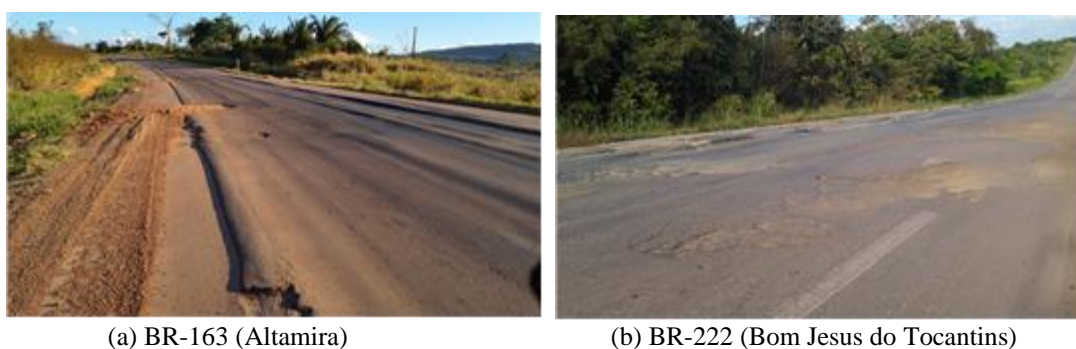


Figura 8: Condições do pavimento de trechos de rodovias federais no Pará (CNT, 2023).

Avaliação ambiental

A norma NBR 10.004 (ABNT, 2004_A) lista a classificação dos resíduos, bem como as substâncias presentes e características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, patogenicidade e/ou toxicidade. Neste estudo, a lama vermelha foi avaliada quanto aos critérios de corrosividade e toxicidade, por meio da análise do pH e caracterização química. O pH resultou em $10,25 \pm 0,05$, o qual conforme a norma (ABNT, 2004_A), não a caracteriza como uma substância corrosiva. No entanto, a análise da caracterização química revelou a presença de pentóxido de vanádio, substância listada na referida norma no Anexo “C” como “substâncias que conferem periculosidade aos resíduos” e no Anexo “D” como “substâncias agudamente tóxicas”. Neste sentido, a lama vermelha foi classificada como uma substância tóxica e resíduo de Classe I – Perigoso.

Em campo, as misturas asfálticas em camadas de revestimento de pavimentos flexíveis, estarão expostas à pluviosidade e ação do tráfego e assim, submetidas ao desgaste com possibilidade de carreamento de componentes que podem ser prejudiciais ao meio ambiente, contaminar rios e mananciais. Por este motivo, foi realizada a análise da água utilizada no condicionamento dos corpos de prova. Foram medidos o pH e as concentrações de alumínio e ferro (Tabela 6).

Parâmetros	Unidade	Água potável	Água após condicionamento	Limites (BRASIL, 2011)
Alumínio	mg/L	0,42	1,44	0,20
Ferro	mg/L	0,09	0,29	0,30
pH	-	7	8	6 a 9

Tabela 6: Análise da água de condicionamento dos corpos de prova.

A principal via de exposição humana não ocupacional ao alumínio é pela ingestão de alimentos e água, contudo, não há indicações de que o alumínio apresente toxicidade aguda por via oral, apesar de ampla ocorrência em alimentos, água potável e medicamentos. Assim como o alumínio, o ferro não é considerado tóxico, mas pode acarretar problemas no abastecimento público, conferindo cor e sabor à água. A Portaria 2.914 (BRASIL, 2011) do Ministério da Saúde estabelece limites máximos permitidos das concentrações de alumínio, ferro e pH da água de consumo humano. Por meio dos resultados (Tabela 6), pôde-se constatar que a água potável (proveniente da rede pública de abastecimento) apresentou concentração de alumínio (0,42 mg/L) superior ao limite permitido (0,20 mg/L). Na água de condicionamento, na qual os corpos de prova com lama vermelha estiveram submersos, a concentração de alumínio se elevou (1,44 mg/L), de modo que, em ambos os casos, a

concentração deste elemento foi excedida em relação à permitida. Quanto ao ferro, as concentrações se mantiveram inferiores aos limites, porém, a água de condicionamento margeou o máximo. Quanto ao pH, ambas as amostras de água se enquadraram nos limites estabelecidos pelo Ministério da Saúde. Esta análise revelou a necessidade da realização de ensaios ambientais mais indicativos, como por exemplo, de lixiviação, a fim de avaliar a efetiva contaminação do resíduo na composição de pavimentos. Uma alternativa é a de incorporação da lama vermelha no asfalto, de modo que as partículas do resíduo possam ser encapsuladas e não comprometer o meio ambiente.

Considerações finais

Neste estudo foi avaliada a possibilidade de aplicação do resíduo proveniente do processamento da bauxita, a lama vermelha, como fíler na produção de misturas asfálticas a quente. Inicialmente foi realizada a caracterização físico-química da lama vermelha. Foram produzidas misturas densas, Faixa “C do DNIT com asfalto convencional CAP 50/70 e variações de percentuais de lama vermelha (5% e 7% de lama vermelha, complementadas por 2% e 0% de fíler de pó de pedra), num total de 7% de fíler. Uma mistura controle com 7% de fíler de pó de pedra foi produzida para comparação. As misturas foram avaliadas quanto ao desempenho mecânico à deformação permanente e dano por umidade induzida

O pH da lama vermelha se enquadrou nos padrões estabelecidos por norma brasileira, no entanto na caracterização química, foi constatada a presença de pentóxido de vanádio que a caracterizou como uma substância tóxica, classificada com um resíduo de Classe I – Perigoso.

Quanto ao desempenho à deformação permanente das misturas asfálticas, observou-se a contribuição da lama vermelha na redução do afundamento das misturas em relação à de controle. Aos 30.00 ciclos, o afundamento da mistura controle foi de 6,1% e das misturas com lama vermelha, 5% e 7%, de 3,50% e 3,58% respectivamente, o que representa uma redução de mais de 40%. Destaca-se que o Pará é um estado da região norte, cujas temperaturas são elevadas ao longo do ano, ambiente propício ao desenvolvimento de deformação permanente nos revestimentos dos pavimentos flexíveis. As proximidades dos depósitos de lama vermelha na região favorecem o aproveitamento deste resíduo e a aplicação como fíler pode contribuir para a melhoria do desempenho dos pavimentos. Relativamente ao dano por umidade induzida, todas as misturas obtiveram resultados superiores a 70% e a mistura com 7% de lama vermelha obteve melhor desempenho.

Por outro lado, a ação do tráfego acarreta desgaste da superfície do revestimento dos pavimentos, os quais se soltam e a precipitação tende a carrear este material, podendo contaminar rios e mananciais. A análise da água, após o condicionamento dos corpos de prova no ensaio de dano por umidade induzida mostrou a elevação das concentrações de ferro e alumínio em relação à água de abastecimento público. Observou-se a necessidade de avaliação da probabilidade de contaminação da lama vermelha por meio de ensaios normatizados, como de lixiviação.

Pôde-se concluir que a lama vermelha, como fíler em misturas asfálticas as misturas se mostrou uma alternativa viável e adequada para minimizar a disposição inadequada deste resíduo no meio ambiente. As pesquisas relacionadas à lama vermelha na pavimentação rodoviária devem ser continuadas com variação da curva granulométrica para introdução de maior quantidade do resíduo. Outros ensaios de desempenho em misturas asfálticas, como fadiga e propagação de fendas devem ser realizados, bem como a avaliação da inserção da lama no asfalto como um modificador. É importante salientar que a viabilidade, sem restrições, de reinserção da lama vermelha na cadeia produtiva, deve contemplar aspectos ambientais, como a mensuração da concentração de elementos que podem lixiviados por meio do resíduo.

Referências Bibliográficas

ABNT; 2004A. NBR 10.004 – Resíduos sólidos – classificação. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

ABNT; 2004B. NBR 15.184 – Materiais Betuminosos - Determinação da viscosidade em temperaturas elevadas usando um viscosímetro rotacional. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

ABNT; 1995. NBR 6.502 – Rochas e solos. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

ABNT; 2011. NBR 15.617 – Misturas asfálticas — Determinação do dano por umidade induzida. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

AFNOR; 1993. AFNOR. NF P 98-253-1: Préparation des Mélanges Hydrocarbonés, Partie 1: Essai d’Orniérage. Association Française de Normalisation, AFNOR. France.

AFNOR; 1997. AFNOR. NF-P-98-250-2: Essais relatifs aux chaussées - préparation des mélanges hydrocarbonés, Partie 2: Compactage des Plaques. Association Française de Normalisation. France.

ANM; 2023. Anuário Mineral Brasileiro: principais substâncias metálicas. Agência Nacional de Mineração. Brasília, D.F., Brasil. Disponível em: <https://www.gov.br/anm/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/serie-estatisticas-e-economia-mineral/anuario-mineral/anuario-mineral-brasileiro/PreviaAMB2022.pdf>

Bernucci, L.B., Motta, L.G.M., Ceratti, J.A.P., Soares, J.B.; 2022. Pavimentação asfáltica. Rio de Janeiro, Brasil. ISBN: 978-85-69658-02-3.

Brabo, E.S.; Lima, M.O.; Santos, J.G.; 2003. Avaliação do Impacto no rio Murucupi em decorrência do transbordo de efluentes da bacia de rejeitos sólidos da Alunorte no Município de Barcarena - PA. Instituto Evandro Chagas, Belém, Pará, Brasil.

BRASIL; 2011. Portaria Nº 2.914. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Ministério da Saúde. Brasília, DF, Brasil.

CETESB; 2004. CBA multada por poluir rios da região de Sorocaba Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Disponível em: https://www.cetesb.sp.gov.br/noticentro/004/07/29_multa.pdf

Chen, J.; Wang, Y.; Liu, Z.; 2023. Red mud-based catalysts for the catalytic removal of typical air pollutants: A review Journal of Environmental Sciences, v.127, p. 628–640. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2022.06.027>

CNT; 2023. Pesquisa CNT de rodovias 2022. CNT, SEST SENAT, Brasília, D.G., Brasil. CDU 656.11(81)(047).

COST 333; 1999. Development of new bituminous pavement design method: Final Report of the Action. European Cooperation in the field of Scientific and Technical Research. European Commission Directorate General Transport. Belgium.

DNIT; 2023. Coletânea de normas. Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes. Disponível em: <https://www.gov.br/dnit/pt-br/assuntos/planejamento-e-pesquisa/ipr/coletanea-de-normas>

Hildebrando, E.A.; Sousa, J.A.S.; Angélica, R.S.; Neves, R.F.; 2013. Application of bauxite waste from Amazon region in the heavy clay industry. Materials Research, n. 6, v. XVI, p. 1418–1422. <https://doi.org/10.1590/S1516-14392013005000145>

HYDRO; 2018. 2018: Extreme rainfall in Brazil. Disponível em: <https://www.hydro.com/pt-MZ/sobre-a-hydro/company-history/2018-present/2018-extreme-rainfall-in-brazil/>

IAI; 2021. Sustainable bauxite residue management guidance. International Aluminium Institute (IAI). London, U.K. disponível em: <https://international-aluminium.org/>

Kavas, T.; 2006. Use of boron waste as a fluxing agent in production of red mud brick. Building and Environment, v. 41, p. 1779–1783, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2005.07.019>

LCPC; 2007. Manuel LPC d'aide à la formulation des enrobés à chaud. Groupe de travail RST Formulation des enrobés à chaud. Laboratoire Central des Ponts et Chaussées. Nantes, France.

Lima, M.S.S.; 2015. Avaliação do emprego de lama vermelha no desempenho à deformação permanente de misturas asfálticas a quente. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, Brasil.

Lima, M.S.S.; Thives, L.P.; 2020. Evaluation of red mud as filler in Brazilian dense graded asphalt mixtures. Construction and Building Materials, v. 260, 119894. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2020.119894>

Liu, R.-X.; Poon, C.-S.; 2016. Utilization of red mud derived from bauxite in self-compacting concrete. Journal of Cleaner Production, v. 112, Part 1, p. 384–391. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.049>

Macêdo, A.N.; Costa, D.H.P.; Trindade, S.R.S.; Souza, J.A.S.; Carneiro, R.J.F.M.; 2011. Comportamento de blocos cerâmicos estruturais produzidos a partir da mistura de lama vermelha e argila. Revista Ambiente Construído, Porto Alegre, v. 11, n. 4, p. 25–36. <https://doi.org/10.1590/S1678-86212011000400003>

Matos, C.E.; 2010. Acidente com resíduo tóxico na Hungria. Revista Intertox de Toxicologia, Risco Ambiental e Sociedade (RevInter), v. 3, n. 3, p. 44 - <https://doi.org/10.22280/revintervol3ed3.61>

Penkova, A.B., Miteva, A.; 2022. Some aerospace applications of 7075 (B95) aluminium alloy. Aerospace Research in Bulgaria, v. 34, p. 165–179.

- Ribeiro, D.V.; Labrincha, J.A.; Morelli, M.R.; 2012. Efeito da adição da lama vermelha na corrosibilidade do concreto armado avaliado por meio de técnicas eletroquímicas. *Revista IBRACON de Estruturas e Materiais*, v. 5, n. 4, p. 451–467. <https://doi.org/10.1590/S1983-41952012000400004>
- Sampaio, J.A.; de Andrade, M.C.; Dutra, A.J.B.; 2008. Bauxita. *Rochas & Minerais Industriais*, Ed. da Luz, A. B.; Lins, F. A.F. Centro de Tecnologia Mineral; Ministério da Ciência e Tecnologia. Rio de Janeiro, RJ, Brasil. Cap. 14, p. 311–337. Disponível em: <http://mineralis.cetem.gov.br/handle/cetem/522>
- Santos, E.C.O.; Jesus, I.M.; Lima, M.O.; 2009. Caracterização preliminar dos impactos ambientais, danos ao ecossistema e riscos à saúde decorrentes do lançamento no rio Murucupi de efluentes do processo de beneficiamento de bauxita, Barcarena – PA. Relatório IEC-SAMAM 001/2009, Belém, Pará, Brasil.
- Tang, W.C.; Wang, Z.; Donne, S.W.; Forghani, M.; Liu, Y.; 2019. Influence of red mud on mechanical and durability performance of self-compacting concrete. *Journal of Hazardous Materials*, v. 379, 120802. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.120802>
- Uysal, M.; Aygörmez, Y.; Canpolat, O.; Cosgun, T.; Kuranlı Ö.F.; 2022. Investigation of using waste marble powder, brick powder, ceramic powder, glass powder, and rice husk ash as eco-friendly aggregate in sustainable red mud-metakaolin based geopolymer composites. *Construction and Building Materials*, v. 361, 129718. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2022.129718>
- USGS (2019). The mineral industry of Brazil. 2017–2018 Minerals Yearbook. United States Geological Survey. Reston, VA, USA. Disponível em: <https://pubs.usgs.gov/myb/vol3/2017-18/myb3-2017-18-brazil.pdf>
- Xavier, C.L.; 2014. Indústria do alumínio. Relatório estudos setoriais: Alumínio. Economia de baixo carbono: impactos de novos marcos regulatórios e tecnologias sobre a economia brasileira. Coordenação: Toneto Jr. R.; Pinho, M. Ed. FUNPEC, Ribeirão Preto, SP, Brasil, p. 127–151. Disponível em: http://www.sef.usp.br/wp-content/uploads/sites/33/2015/07/Economia_de_Baixo_Carbono.pdf
- Wang, P.; Liu, D.-Y.; 2012. Physical and chemical properties of sintering red mud and Bayer red mud and the implications for beneficial utilization. *Materials*, v. 5(10), 1800-1810. <https://doi.org/10.3390/ma5101800>
- Wang, L.; Yu, I.K.M., Tsang, D.C.W., Li, S., Li, J.-S., Poon, C.S., Wang, Y.-S., Dai, J.-G.; 2017. Transforming wood waste into water-resistant magnesia-phosphate cement particleboard modified by alumina and red mud. *Journal of Cleaner Production*, v. 168, p. 452–462. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.09.038>
- Zhang, J.; Liu, S.; Yao, Z.; Wu, S.; Jiang, H.; Liang, M.; Qiao, Y.; 2018. Environmental aspects and pavement properties of red mud waste as the replacement of mineral filler in asphalt mixture. *Construction and Building Materials*, v. 180, p. 605-613. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2018.05.268>
- Zhang, J.; Li, P.; Liang, M.; Jiang, H.; Yao, Z.; Zhang, X.; Yu S.; 2020. Utilization of red mud as an alternative mineral filler in asphalt mastics to replace natural limestone powder. *Construction and Building Materials*, v. 237, 117821. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2019.117821>
- Zhao, J.; Wang, Y.; Kang, J.; Qu, Y.; Khater, G.A.; Li, S.; Shi, Q., Yue, Y.; 2019. Effect of SnO₂ on the structure and chemical durability of the glass prepared by red mud. *Journal of Non-Crystalline Solids*, v. 509, p. 54–59. <https://doi.org/10.1016/j.jnoncrysol.2019.01.029>

APLICAÇÃO DO RESÍDUO DE BORRACHA DA INDÚSTRIA CALÇADISTA EM BLOCOS INTERTRAVADOS DE CONCRETO PARA PAVIMENTAÇÃO

¹Maria Thayne dos Reis Monteiro, ²Erbene Rabelo Alves, ³Juceline Batista dos Santos Bastos

¹Universidade Federal do Ceará, e-mail: thayne.reis@det.ufc.br; ²Instituto Federal do Ceará, e-mail: erbenepsicologia@gmail.com; ³Instituto Federal do Ceará, e-mail: jucelinebatista@det.ufc.br

Palavras-chave: Resíduo de borracha; Concreto seco; Blocos intertravados; Caracterização físico-química; Classificação ambiental.

Resumo

Este artigo tem como objetivo contribuir com o conhecimento da caracterização do resíduo de borracha gerado em uma indústria calçadista no Ceará e na compreensão de seu desempenho quando incorporado aos blocos intertravados de concreto seco para pavimentação. Para isso, foram realizadas análises físicas e químicas; caracterizações (a partir dos ensaios de lixiviação e solubilização) e classificações ambientais do resíduo, além de avaliar o comportamento mecânico dos blocos com adição desse material por meio do ensaio de Resistência à Compressão Simples. Também foram analisadas a absorção de água e capilaridade dos blocos. A contribuição científica deste estudo reside na caracterização do resíduo de borracha e na compreensão de seu desempenho quando incorporado aos blocos de concreto. A adaptação das normas utilizadas para análise de solos foi necessária para avaliar as propriedades físicas do resíduo, que demonstrou características granulométricas semelhantes às de uma areia. Além disso, as análises químicas revelaram a presença significativa de sílica e óxido de cálcio no resíduo. Assim, do ponto de vista químico, o resíduo apresenta um potencial promissor para substituir a areia natural na produção de concreto destinado à confecção de blocos. Quanto à classificação ambiental, nas análises das amostras lixiviadas e solubilizadas do resíduo da borracha, há a concentração de fluoreto acima do limite permitido, o que classifica o resíduo como Classe I (perigoso). Apesar disso, o processo de encapsulamento pode reduzir a lixiviação de substâncias nocivas e contribuir para a durabilidade do bloco de concreto. O artigo demonstrou que é possível controlar as propriedades mecânicas dos blocos ao variar os percentuais de adição de borracha. Outro resultado relevante foi a influência da borracha na absorção de água, tanto aumentando a absorção direta quanto reduzindo a capilaridade. Para trabalhos futuros, sugere-se a substituição de até 15 % da areia pelo resíduo de borracha, na fabricação dos blocos de concreto intertravado para tráfegos leves, partindo de um concreto de referência com mais de 35 MPa. Esses achados têm implicações significativas no campo da engenharia de materiais e construção civil, fornecendo informações valiosas para a utilização sustentável de resíduos da indústria calçadista na produção de materiais de pavimentação. O estudo contribui para o desenvolvimento de práticas mais sustentáveis na gestão de resíduos e na busca por soluções inovadoras na construção de pavimentos.

Introdução

O Brasil é um dos principais produtores de calçados no mundo, ficando atrás apenas da China, Índia e Vietnã. No ano de 2017, a produção nacional de calçados superou 900 milhões de pares, mais precisamente 908,9 milhões de pares. O Nordeste desempenha um papel significativo nessa produção, contribuindo com 51,9 % dos pares produzidos no país no mesmo ano. Dentre os estados nordestinos, o Ceará se destaca como responsável por 28,1 % dessa produção, o que equivale a 255,7 milhões de pares, ou seja, mais de um terço da produção brasileira nesse período.

Além disso, em 2017, 39,3 % dos pares de calçados exportados pelo Brasil foram produzidos no Ceará, totalizando cerca de 50 milhões de pares. Isso coloca o estado em primeiro lugar no ranking de exportações por número de pares. O Ceará abriga aproximadamente 290 fábricas de calçados, e essa indústria está presente em diversas cidades, com destaque para Sobral, responsável por 61,3 % da produção, seguida por Juazeiro do Norte (8,9 %), Horizonte (5,9 %), Fortaleza (3,1 %) e outras localidades (20,1 %).

No que diz respeito aos materiais utilizados na produção de calçados, o plástico/borracha é o mais predominante, representando cerca de 50 % do total. Outros materiais utilizados incluem o laminado sintético (25,2 %), couro (19,6 %), têxtil (4,2 %) e outros materiais (1,2 %) (Associação Brasileira das Indústrias de Calçados, 2018).

É importante destacar que as borrachas utilizadas na indústria de calçados podem ser naturais ou sintéticas. A borracha natural é obtida a partir da seiva da árvore seringueira, enquanto as borrachas sintéticas são elastômeros produzidos artificialmente. Embora as borrachas sintéticas apresentem características inferiores às da borracha natural, sua produção é mais rápida, o que resulta em menor custo financeiro. Vale ressaltar que as borrachas sintéticas são derivadas do petróleo, um insumo industrial não renovável, e seu descarte é de difícil absorção pela natureza (MUCAMBO, 2015).

O Brasil possui um papel significativo na indústria de calçados, no entanto, é importante considerar o impacto ambiental gerado pelos resíduos produzidos nesse setor. Vieira e Barbosa (2011) identificaram que as práticas de Ecoeficiência ainda não estão amplamente difundidas na indústria de calçados no Brasil, embora haja uma variedade de opções de projetos, métodos, técnicas, materiais e estratégias mercadológicas baseadas nesse princípio. A adoção dessas soluções poderia

contribuir significativamente para a redução da geração de resíduos sólidos, o aumento do reuso e da reciclagem, além de oferecer alternativas adequadas para o descarte desses resíduos, a fim de prevenir a poluição ambiental.

Uma opção promissora para reduzir a disposição inadequada de resíduos de borracha provenientes do processo produtivo da indústria de calçados é buscar alternativas que permitam sua utilização. A borracha utilizada na fabricação das solas de calçados é um material sintético e heterogêneo que se configura como resíduo, e devido aos seus componentes químicos, requer uma gestão adequada. No entanto, os estudos sobre o aproveitamento desse material ainda são escassos.

A construção civil, por sua vez, é um setor importante da economia brasileira, mas também é conhecido por causar impactos significativos ao meio ambiente. Cerca de 75 % dos recursos naturais são destinados a esse setor, que consome aproximadamente 44 % da energia produzida no país e é responsável por uma grande quantidade de resíduos (LAURIANO, 2013). Diante da necessidade de mitigar os impactos ambientais gerados pela geração de resíduos, a área de infraestrutura surge como uma alternativa viável, devido ao volume de recursos naturais que consome e à escassez e dificuldade de exploração desses recursos. Assim, o desenvolvimento de estudos com resíduos provenientes da indústria calçadista pode viabilizar sua utilização no setor de infraestrutura.

No que diz respeito à mitigação dos impactos ambientais, o pavimento intertravado surge como uma alternativa viável para a pavimentação, devido à sua facilidade de drenagem. Comparado ao pavimento asfáltico, o pavimento intertravado é de fácil execução e manutenção, além de ter um baixo custo, o que facilita sua aplicação em diversos segmentos, como calçadas, vias urbanas, pátios, estacionamentos, entre outros. De acordo com Wiebbilling (2015), o pavimento intertravado se destaca por sua eficiência ambiental, pois é semipermeável, contribuindo para a drenagem urbana, e há a possibilidade de adicionar resíduos em sua composição. Além disso, possui baixo custo de manutenção e o tráfego pode ser liberado imediatamente após a execução, sem a necessidade de mão de obra especializada.

Nesse contexto, este artigo tem como objetivo geral contribuir com o conhecimento da caracterização do resíduo de borracha e na compreensão de seu desempenho quando incorporado aos blocos de concreto. Nesse sentido, foram traçados os seguintes objetivos específicos: (i) determinar os parâmetros físicos e químicos, bem como a classificação ambiental dos resíduos de borracha gerados no processo produtivo de uma indústria calçadista no interior do Ceará; e (ii) avaliar o comportamento mecânico de blocos de concreto para pavimento intertravado com adição de diferentes percentuais de resíduos de borracha provenientes da fabricação das solas de calçados.

Materiais e Métodos

O resíduo deste artigo é proveniente da utilização de borracha sintética na fabricação dos solados de calçados, em uma fábrica localizada no Vale do Jaguaribe, no estado do Ceará. Anualmente, essa fábrica gera aproximadamente 288.000 kg desse resíduo. Apesar de se tratar de um material leve, o seu volume é considerável, o que demanda uma grande área para o seu descarte adequado.

No processo de produção, a borracha é inicialmente moldada em uma peça quadrada chamada de batoque, a qual é posteriormente prensada a uma temperatura de 150 °C para adquirir o formato desejado para o solado. O excesso de borracha, conhecido como rebarba, é removido e submetido a um processo de moagem em equipamento apropriado. Dentre a borracha moída, apenas 10 % é reincorporada ao processo produtivo para a fabricação do cunho das palmilhas, enquanto os demais 90 % são descartados em aterros sanitários.

Essa quantidade de resíduo de borracha demanda uma abordagem mais eficiente e sustentável para o seu tratamento e destinação. É necessário explorar alternativas que possibilitem a reutilização desse material, levando em consideração suas características físicas e químicas, bem como o seu impacto ambiental.

Para iniciar as investigações, procedeu-se à coleta do resíduo em questão a partir do contêiner de armazenamento da fábrica. O material coletado encontrava-se na forma moída e apresentava três colorações distintas, sendo devidamente acondicionado em sacos plásticos separados por cor (conforme ilustrado na Figura 1).

Posteriormente, o resíduo foi preparado seguindo as diretrizes estabelecidas pela NBR 10.007 (ABNT, 2004b) e submetido aos processos de caracterização física e química, além de caracterizações e classificações ambientais. Para as análises, foram utilizadas três amostras representativas de cada coloração.

A caracterização física do resíduo envolveu as seguintes análises: granulometria, absorção de água, massa específica e forma, sendo conduzidas separadamente para cada coloração da borracha moída coletada.

No ensaio de granulometria, foi adotada a norma NBR 7181 (ABNT, 2016), com a ressalva de que a temperatura de secagem da amostra foi ajustada para 60 °C devido à sensibilidade do resíduo à temperatura de 105 °C. O restante do procedimento seguiu as diretrizes da norma mencionada. A avaliação da absorção de água e massa específica foi realizada de acordo com a metodologia desenvolvida por Leite (2001), especialmente voltada para a caracterização de resíduos de borracha. A análise da forma das partículas foi conduzida para os diferentes diâmetros apontados na granulometria utilizando o equipamento *Aggregate Image Measurement System* (AIMS). Posteriormente, foram aplicadas duas metodologias distintas para avaliar a forma das partículas: Al Rousan (2004) e Ibiapina et al. (2018).

A composição química do resíduo de borracha foi determinada por meio da técnica de fluorescência de raios-X por energia dispersiva (FRX). Foram analisados os óxidos de alumínio (Al_2O_3), silício (SiO_2), sulfúrico (SO_3), cálcio (CaO), ferro (Fe_2O_3), zinco (ZnO) e zircônio (ZrO).

A classificação ambiental do resíduo foi realizada a partir dos ensaios de lixiviação e solubilização, seguindo as normas NBR 10.005 (ABNT, 2004c) e NBR 10.006 (ABNT, 2004d), respectivamente. Esses ensaios avaliaram parâmetros como fluoreto (F^-), cloreto (Cl^-), nitrato (NO_3^-), sulfato (SO_4^{2-}), brometo (Br^-), nitrito (NO_2^-) e fosfato (PO_4^{3-}) na forma de

extrato. Os resultados obtidos foram então comparados com os Volumes Permitidos Máximos (VPM) estabelecidos pela norma NBR 10.004 (ABNT, 2004a).

A Tabela 1 apresenta os ensaios realizados com os agregados naturais utilizados na fabricação dos blocos de concreto, fornecendo informações complementares sobre as propriedades desses materiais.

Ensaio	Norma
Massa Específica e Absorção de Ag. Graúdo	NBR 053 (ABNT, 2003)
Granulometria de Ag. Graúdo	NBR 7211 (ABNT, 2005)
Granulometria de Solo	NBR 7181 (ABNT, 2016)
Densidade Real	DNER-ME 093 (1994)
Equivalência de Areia	DNER-ME 054 (1997)

Tabela 1: Ensaios dos agregados naturais.

Após a análise dos constituintes, foram produzidos 4 Corpos de Prova (CPs) para cada formulação e idade de avaliação da resistência à compressão, totalizando 48 CPs. Foram utilizados 2 CPs prismáticos ($20 \times 10 \times 6$ cm) e 2 CPs cilíndricos (20×10 cm). O traço do concreto adotado foi de 1: 2,5: 2; 0,5 (cimento, areia, brita, água/cimento).

Com base em estudos anteriores, foram realizadas substituições de areia pelo resíduo de borracha nas proporções de 10, 15 e 20 %. Considerando que o resíduo estudado possui origem diferente, optou-se também por analisar variações de ± 5 %.

Os blocos foram moldados em diferentes dias, de acordo com o tempo de cura necessário para os ensaios. No primeiro dia de produção, foi realizado o Slump Test para verificar a trabalhabilidade do concreto. Observou-se que, à medida que a borracha era adicionada, o consumo de água aumentava em aproximadamente 10% em comparação com a base anterior, indicando uma maior absorção de água pela borracha em relação à areia. Essa suspeita foi confirmada posteriormente pelo ensaio de absorção realizado nos CPs.

Para analisar a absorção por imersão e por capilaridade, foram moldados 2 CPs cilíndricos para cada condição. Além disso, as amostras foram avaliadas quanto ao aspecto visual e dimensional. Após a moldagem, os CPs foram mantidos em saturação até a idade em que foram ensaiados. A avaliação da resistência à compressão foi realizada aos 7, 14 e 28 dias.

Resultados e Discussões

Caracterização Física dos Constituintes do Concreto

Os resultados granulométricos revelaram que 90 % dos grãos estão na faixa de 0 a 0,42 mm para as três colorações da borracha moída. O coeficiente de uniformidade, calculado como a razão entre o diâmetro da peneira que retém 60 % do material e o diâmetro da peneira que retém 10 % do material, foi de 1,74. Isso indica uma curva granulométrica altamente uniforme. Portanto, do ponto de vista granulométrico, os resíduos se assemelham a uma areia média (Figura 1).

Silva (2014) estudou o reaproveitamento de resíduos de borracha de pneus, provenientes do processo de recauchutagem, como substituto parcial da areia na produção de pisos táteis intertravados de concreto. Foram realizadas substituições de 10, 20, 30, 40 e 50 %. Os resultados mostraram que as misturas com até 50 % de substituição alcançaram altos valores de resistência à compressão (todos acima de 35 MPa) e resistência à tração superiores a 7 MPa.

Borja e Santos (2007) também investigaram a viabilidade do uso de resíduos de pneus reciclados em blocos para pavimentos intertravados de calçadas, substituindo o agregado miúdo por adições do resíduo de pneu nas proporções de 10, 20 e 30 % em massa. O estudo constatou que, com até 30 % de resíduo, a mistura alcançou uma resistência à compressão de 12 MPa, indicada para calçadas.

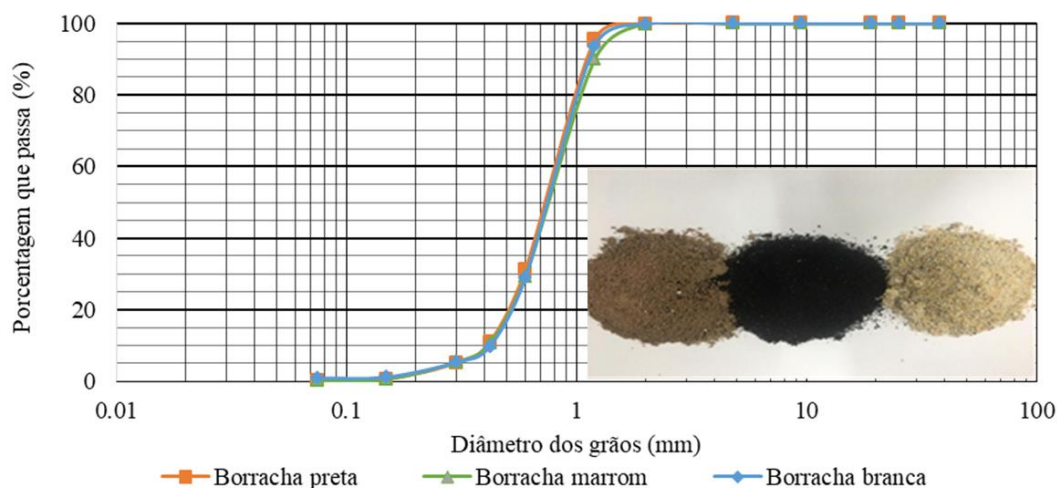


Figura 1: Curvas granulométricas dos resíduos das borrachas.

Da Tabela 2 têm-se valores elevados de absorção das borrachas, indicando a necessidade de adicionar água extra durante a produção do concreto. As massas específicas apresentaram-se abaixo dos valores geralmente encontrados para areia, destacando a importância de compensar os volumes ao substituir a areia pelo resíduo.

Borrachas	Absorção (%)	Massa Específica (g/cm ³)
Branca	19,4	0,808
Marrom	13,5	0,780
Preta	10,7	0,865

Tabela 2: Caracterizações físicas das borrachas.

Um estudo pioneiro de Garlet (1998) aborda o aproveitamento de resíduos de EVA na construção de blocos de concreto, substituindo o agregado miúdo por 60, 70, 80 e 100 % do resíduo moído (inferior a 9 mm). Observou-se que quanto maior a proporção de EVA na mistura, maior foi a taxa de absorção. O menor percentual de absorção (16,49 %) foi obtido com 60 % de substituição, enquanto a maior taxa (57,5 %) foi registrada com 100 % de substituição. Os resultados de massa específica apresentaram uma relação inversamente proporcional à quantidade de agregado de EVA. A mistura com 60 % de adição apresentou o valor máximo de 1,400 g/cm³, enquanto a mistura com 100 % de EVA registrou o valor mínimo de 0,672 g/cm³, conferindo ao material boas propriedades elásticas e capacidade de deformação acentuada sem ocorrer ruptura.

Em um estudo conduzido por Silva et al. (2017), foi avaliada a viabilidade do uso de granulados de borracha de pneus inservíveis na fabricação de tijolos de concreto. Ao adicionar o granulado de borracha em substituição ao agregado miúdo, foram obtidas massas específicas de 2,240 g/cm³, 2,109 g/cm³, 1,993 g/cm³ e 1,916 g/cm³ para os blocos sem adição, com adição de 10, 15 e 20 % de resíduo, respectivamente. Quanto à taxa de absorção, houve um aumento proporcional ao percentual de utilização do resíduo de borracha, sendo de 6,71, 7,25, 8,95 e 9,37 % para os blocos mencionados, respectivamente.

No que diz respeito à forma das partículas, o equipamento AIMS não reconheceu o formato das partículas do resíduo, com exceção do material superior a 1,18 mm. Tanto Al Rousan (2004) quanto Ibiapina *et al.* (2018) classificaram as partículas como tendo forma circular e angularidade arredondada.

Os dados físicos dos três tipos de resíduo mostraram-se semelhantes, justificando a generalização dos resultados apresentados a seguir, na forma de médias, uma vez que não foram encontradas diferenças nas ordens de grandezas físicas entre as colorações do resíduo.

A Tabela 3 apresenta os resultados dos demais ensaios físicos realizados nos agregados naturais, como a densidade real do solo e do agregado graúdo, a equivalência de areia e a absorção do solo. A Figura 2 mostra as curvas granulométricas da brita e da areia. A areia, assim como o resíduo, foi classificada como areia média, com 71 % entre as peneiras de 2 mm e 0,42 mm. A brita apresentou um tamanho máximo nominal de 9,5 mm.

Ensaio	Resultados
Densidade Real do Solo	2,631
Equivalência de Areia (%)	97,48
Absorção do solo (%)	0,58
Densidade do agregado graúdo	2,610

Tabela 3: Resultados dos ensaios físicos dos Agregados Naturais.

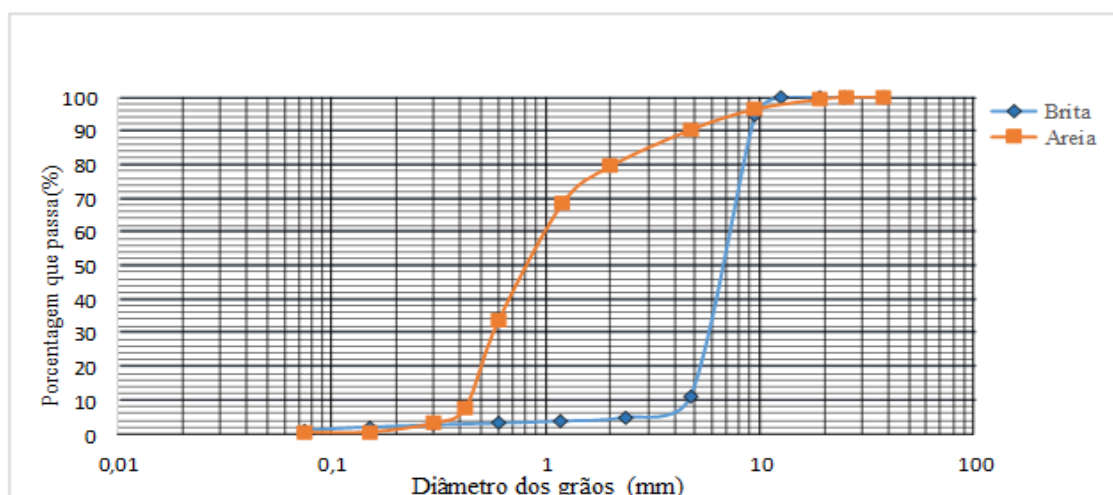


Figura 2: Curvas granulométricas dos agregados naturais.

Os dados confirmam a elevada concentração de areia no solo e indicam uma absorção baixa, em contraste com a absorção média observada no resíduo utilizado como substituto. Esses valores de absorção do resíduo e da areia foram empregados para determinar a quantidade adicional de água na mistura de concreto, a fim de evitar perda de trabalhabilidade e alteração significativa na relação água/cimento devido à disparidade nas taxas de absorção desses agregados.

Caracterizações Químicas e Ambientais do Resíduo de Borracha

No que diz respeito à caracterização química, foram determinadas as concentrações dos óxidos presentes nas amostras (Figura 3). Por meio da análise de Fluorescência de Raios-X, foi constatada uma forte presença de óxido de cálcio (CaO) (39,2 %) e sílica (SiO₂) (32,9 %). Estudando a composição química de cinzas de borracha de pneus com potencial para substituição de agregado miúdo em argamassas, Nabil *et al.* (2004) obtiveram percentuais de 12,9 % e 26,5 % para cálcio e sílica, respectivamente, o que demonstra que o resíduo possui um acréscimo de 26,3 % e 6,4 % desses óxidos em relação à borracha de pneus. Conforme destacado por Souza *et al.* (2014), a areia natural também apresenta uma alta concentração de sílica em sua composição. Quanto maior o teor de SiO₂ presente na areia, maior é sua pureza e, conseqüentemente, maior é o seu valor agregado. O óxido de cálcio também contribui para a estabilização química e auxilia no encapsulamento de contaminantes. Portanto, do ponto de vista químico, o resíduo apresenta um potencial promissor para substituir a areia natural na produção de concreto destinado à confecção de blocos.

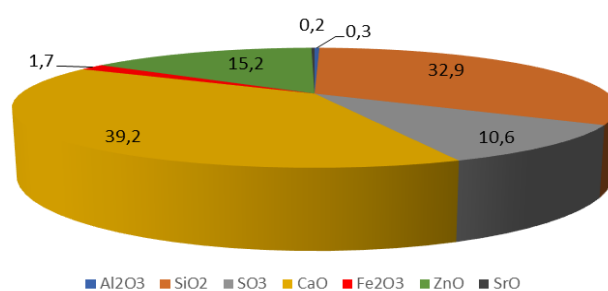


Figura 3: Óxidos obtidos nas amostras de borracha (%)

Os óxidos férricos (Fe₂O₃) e alumina (Al₂O₃) apresentaram concentrações baixas (1,7% e 0,3%, respectivamente), indicando características de um material não pozolânico, conforme a NBR 12653 (ABNT, 2014). Isso se deve ao fato de que a soma desses óxidos com o dióxido de silício (SiO₂ + Fe₂O₃ + Al₂O₃) não ultrapassa 70 %. Esse resultado indica que o resíduo não possui as propriedades necessárias para substituir o cimento na fabricação dos blocos.

Em relação à classificação ambiental, na Tabela 4 são apresentados os resultados das análises de lixiviação e solubilização do resíduo de borracha, seguindo os VPMs estabelecidos pela norma NBR 10.004 (ABNT, 2004a) para a classificação ambiental.

Ensaio	Solubilizado		Lixiviado	
	mg/L		mg/L	
Amostragem	Obtido	VMP	Obtido	VMP
Fluoreto	0,26	1,50	495,56	150,00
Cloreto	5,32	250,00	18,71	-
Nitrato	2,83	10,00	15,86	-
Sulfato	60,48	250,00	12,20	-
Brometo	-	-	0,20	-
Fosfato	-	-	0,17	-
Nitrito	-	-	3,86	-

Tabela 4: Resultados dos ensaios de Lixiviação e Solubilização.

Observa-se que dos sete ânions na amostra lixiviada, apenas um (fluoreto) possui VMP indicado em norma, enquanto os demais ânions encontrados no extrato lixiviado não possuem limites de concentração estabelecidos. O resíduo apresenta concentração de ânion de fluoreto acima do permitido (150,00 mg/L), classificando-o como resíduo Classe I (perigoso). Dovidauskas *et al.* (2015) indicam que o fluoreto, como contaminante, pode ter impactos significativos na água, alimentos e ecossistema, interferindo no ciclo de nutrientes e causando danos ao organismo humano.

Em relação ao nitrato, cujo limite estabelecido pela Organização Mundial de Saúde (WHO, 2011) para águas destinadas ao consumo humano é de 50,00 mg/L, foram obtidos resultados de 15,86 mg/L e 2,83 mg/L nas amostras de lixiviado e solubilizado, respectivamente, indicando uma disposição favorável desse ânion no resíduo. Outros ânions, como

nitrito, brometo e fosfato, foram encontrados em quantidades insignificantes no extrato lixiviado, indicando baixa relevância desses compostos.

Comparando os resultados com estudos anteriores, os teores de cloreto e sulfato obtidos no presente estudo (18,71 mg/L e 12,20 mg/L, respectivamente) foram significativamente inferiores aos valores encontrados em cinzas (ALCÂNTARA e BARROSO, 2017; VASCONCELOS, 2018). Isso demonstra que, do ponto de vista ambiental, essas concentrações não contraindicam o uso do resíduo em questão.

No extrato de solubilização, apenas quatro dos sete compostos analisados possuem VMP indicado em norma (fluoreto, cloreto, nitrato e sulfato). Não foram observadas concentrações acima dos limites permitidos para esses compostos, e os demais não foram encontrados no extrato solubilizado. Esses resultados indicam que o resíduo, ao entrar em contato com a água, não libera seus componentes constituintes, o que favorece sua utilização na fabricação de blocos de concreto.

Portanto, acredita-se que o resíduo da borracha seja adequado para a confecção de blocos de concreto, oferecendo vantagens tanto do ponto de vista ambiental quanto econômico. O uso desse resíduo contribui para o desenvolvimento sustentável da indústria de calçados, ao mesmo tempo em que permite a destinação adequada do resíduo. É importante considerar que, na confecção dos blocos intertravados, a incorporação parcial do resíduo tende a ser baixa devido à utilização de diferentes agregados. Além disso, nos blocos de concreto, as partículas do resíduo ficam encapsuladas, reduzindo a lixiviação de substâncias nocivas. Estudos anteriores (HEINECK *et al.*, 2009) mostraram resultados satisfatórios do processo de encapsulamento, evidenciando a redução de metais pesados em solos contaminados.

Esses fatores contribuem para a durabilidade do bloco de concreto e a redução do potencial de lixiviação de materiais tóxicos, uma vez que o encapsulamento diminui a exposição do contaminante ao meio ambiente. Dessa forma, o grau de periculosidade da borracha não prejudica o bloco de concreto.

Comportamento Mecânico dos CPs e dos Blocos Intertravados

As Figuras 4 e 5 apresentam os resultados médios de resistência de dois blocos intertravados e corpos de prova (CPs) para cada uma das configurações analisadas neste artigo. Essas configurações incluem o concreto de referência (sem borracha) e adições de 10, 15 e 20 % de resíduo de borracha aos 7, 14 e 28 dias.

É importante destacar que, aos 28 dias, os blocos e CPs avaliados com substituição de 10 e 15 % de areia por resíduo apresentaram resultados semelhantes aos obtidos pelo concreto produzido apenas com agregados naturais. No entanto, a substituição de 20 % de areia por resíduo resultou em uma redução significativa da resistência à compressão simples (RCS) quando comparada ao concreto de referência.

A análise da RCS demonstrou que a resistência do concreto diminui com a substituição de grandes percentuais de areia pelo resíduo de borracha.

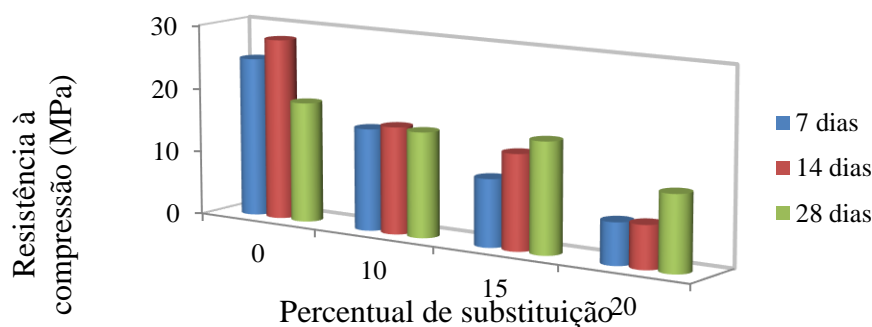


Figura 4: RCS dos CPs.

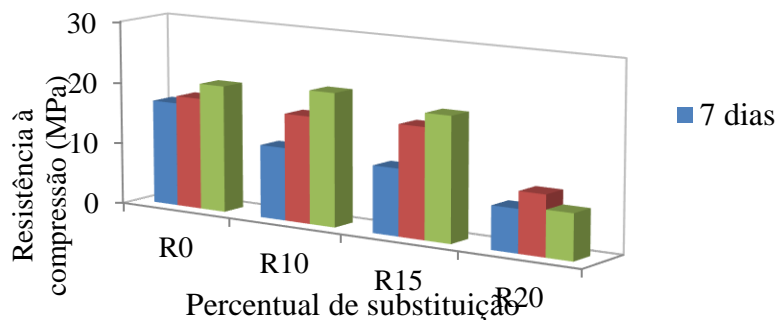


Figura 5: RCS dos blocos.

Conforme estabelecido pela norma NBR 9781 (ABNT, 2013), a resistência mínima requerida para pavimentação de tráfego leve é de 35 MPa. No presente artigo, esse valor não foi alcançado nem mesmo para o concreto de referência. Foi obtida uma resistência média de 17 MPa para o concreto com 15 % de substituição da areia pelo resíduo de borracha.

Em um estudo realizado por Gomes (2007), que investigou a viabilidade técnica e econômica de produtos de concreto pré-fabricados utilizando borracha de pneu como agregado com teores de borracha entre 0 e 20 %, os resultados indicaram que a adição de 5, 10 e 15 % de borracha resultou em resistências à compressão de 27,1 MPa, 20,3 MPa e 19,0 MPa, respectivamente. Com a adição de 20 % de borracha, o concreto também apresentou uma baixa resistência à compressão. Além disso, a adição de borracha ao concreto resultou em uma redução de peso, o que facilita sua manipulação e diminui o desgaste dos equipamentos.

Em um estudo realizado por Meneguini (2003), as principais propriedades mecânicas de uma argamassa contendo 10 % de borracha moída de pneus usados, tratada com solução de hidróxido de sódio comercial para promover o tratamento químico superficial da borracha, foram determinadas. Os resultados indicaram que a adição de borracha resultou em uma resistência à compressão axial de 19,7 MPa, enquanto sem a adição de borracha essa resistência foi de 27,5 MPa. Na compressão diametral, também foi observada uma diminuição da resistência, com valores de 4,1 MPa e 3,6 MPa sem adição e com adição de pó de borracha, respectivamente.

No que diz respeito à absorção de água, observou-se que o aumento do percentual de resíduo de borracha resultou em um aumento na absorção. Isso foi constatado durante a confecção dos CPs, uma vez que foi necessário aumentar a quantidade de água na composição à medida que o percentual de resíduo aumentava. No ensaio de absorção por capilaridade, foi observado que a adição do resíduo de borracha promoveu uma redução na absorção. As Figuras 6a) e 6b) ilustram os resultados do ensaio de absorção por imersão de capilaridade.

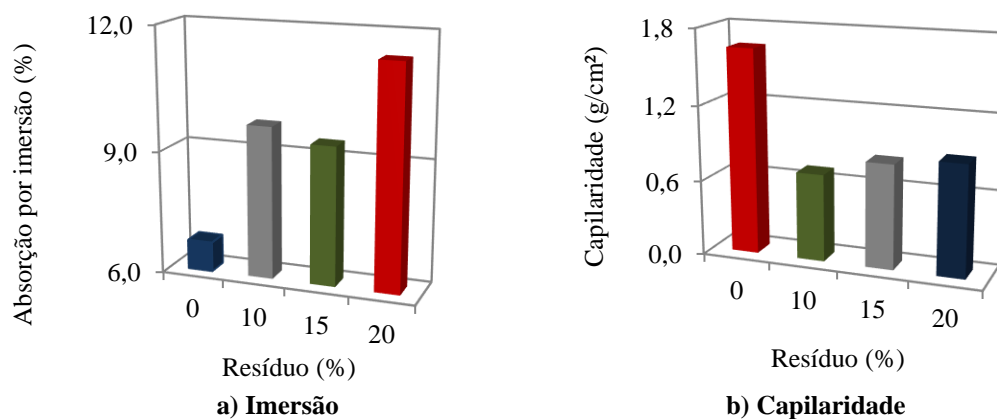


Figura 6: Absorção.

Considerações Finais

Este artigo representa uma contribuição científica ao investigar a utilização do resíduo de borracha proveniente do processo produtivo de uma indústria calçadista no interior do Ceará, visando sua incorporação na produção de concreto seco para pavimentação intertravada. O trabalho envolveu uma abordagem abrangente, englobando a caracterização física, química e ambiental do resíduo em seu estado natural, bem como a avaliação do desempenho mecânico dos blocos com a adição desse material.

Os resultados obtidos revelaram que o resíduo de borracha possui características granulométricas similares às de uma areia média, entretanto, apresenta uma notável diferença em relação à absorção, exibindo valores significativamente mais elevados (com média de 14,5 %), em contraste com o percentual de 0,58 % observado para a areia. Além disso, verificou-se que diferentes colorações do resíduo exibem parâmetros físicos, químicos e ambientais semelhantes.

Os resultados mecânicos revelaram que a substituição de 20% da areia pelo resíduo de borracha resultou em uma diminuição da resistência à compressão simples (RCS). Considerando que a norma NBR 9781 (ABNT, 2013) estabelece um requisito mínimo de resistência de 35 MPa para pavimentação de tráfego leve, sugere-se, para futuros estudos, a substituição de até 15 % da areia pelo resíduo de borracha na produção de blocos de concreto intertravados destinados a esse tipo de tráfego, a partir de um concreto de referência com resistência superior a 35 MPa.

No que diz respeito às análises químicas e ambientais, constatou-se que o resíduo é rico em sílica e óxido de cálcio, porém apresenta uma incidência considerável de fluoreto no extrato de lixiviação, o que o classifica como perigoso (classe I). No entanto, é importante ressaltar que, devido ao teor indicado de apenas 15 % na produção dos blocos intertravados e à encapsulação das partículas de resíduo no concreto, existe um potencial de redução das substâncias nocivas lixiviadas, bem como uma diminuição da superfície de contato do contaminante com o meio ambiente.

Portanto, acredita-se que a utilização do resíduo de borracha apresenta vantagens tanto do ponto de vista ambiental quanto econômico, uma vez que seu aproveitamento contribui para o desenvolvimento sustentável das indústrias de calçados, ao mesmo tempo em que proporciona uma destinação adequada para esse resíduo. Assim, a pavimentação se torna um meio para a incorporação desse resíduo, proveniente da fabricação de solados de sapatos, reduzindo a exploração de recursos naturais na pavimentação e diminuindo a quantidade de resíduos depositados em aterros sanitários, promovendo um destino ambientalmente seguro para esse material.

Agradecimentos

As autoras agradecem à Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP) pelas bolsas de iniciação científica concedidas à segunda autora; ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará pelo apoio financeiro.

Referências Bibliográficas

AL ROUSAN, T. M. Characterization of aggregate shape properties using a computer automated system. 2004. 211 f. Tese (Doutorado em Filosofia) - Departamento de Engenharia Civil, Texas A&M University, Texas, EUA, 2004.

ALCÂNTARA, M. R. G.; BARROSO, S. H. A. Estudo da utilização de cinzas de termoeletricas para produção de blocos intertravados de pavimentos. In: XXXI-ANPET, 2017, Recife-PE. XXXI-ANPET, 2017.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 10004: Resíduos Sólidos - Classificação. Rio de Janeiro, RJ, 2004a.

NBR 10005: Lixiviação de Resíduos - Procedimento. Rio de Janeiro, RJ, 2004c.

NBR 10006: Solubilização de Resíduos - Procedimento. Rio de Janeiro, RJ, 2004d.

NBR 10007: Amostragem de resíduos sólidos - Procedimento. Rio de Janeiro, RJ, 2004b.

NBR 7211: Agregados para concreto – Especificação. Rio de Janeiro, RJ, 2005.

NBR 9781: Peças de Concreto para Pavimentação – Especificação e método de ensaio. Rio de Janeiro, RJ, 2013.

NBR 12653: Concreto – Materiais pozolânicos - Requisitos. Rio de Janeiro, RJ, 2014.

NBR 053: Agregado graúdo - Determinação de massa específica, massa específica aparente e absorção de água Rio de Janeiro, RJ, 2003.

NBR 7181: Solo - Análise granulométrica - Procedimentos. Rio de Janeiro, RJ, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDÚSTRIAS DE CALÇADOS. Relatório Setorial: Indústria de Calçados do Brasil 2019. Novo Hamburgo: Abicalçados, 2019. 65 p.

BORJA, E. V.; SANTOS, A. V. Avaliação das propriedades mecânicas de blocos intertravados com resíduo de pneu reciclado. *Holos*, v.12, n.3, p. 42- 60, 2007.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE ESTRADAS DE RODAGENS. DNER ME - 054/97: Agregados - Equivalência de areia. Rio de Janeiro. 1997.

DNER ME - 093/94: Solos - Densidade real de solos. Rio de Janeiro. 1994.

DOUVIDAUSKAS, S. *et al.* Determinação de fluoreto em baixas concentrações: validação de método com eletrodo íon seletivo para análise da água utilizada na preparação de soluções de diálise. *Rev. Inst. Adolfo. Lutz.*, v. 74, n. 4, p. 347-360, 2015.

GARLET, G. Aproveitamento de resíduos de E.V.A. (Ethylene Vinyl Acetate) como agregado para concreto leve na construção civil. 1998. 40f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil – área de concentração em Construção Civil) - Pós-Graduação em Engenharia Civil – CPGEC, Universidade de São Paulo (USP), SP, 1998.

GOMES, F. C. V. Levantamento do potencial de resíduos de borracha no Brasil e avaliação de sua utilização na indústria da construção civil. 2007.137f. Dissertação (Mestrado Profissional em Desenvolvimento de Tecnologia) – Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento de Tecnologia, Instituto de Tecnologia do Paraná, Curitiba, PR, 2007.

HEINECK, K. S. ROJAS, J. W. J.; CONSOLI, N. C. Tratamento do solo contaminado: análise do encapsulamento de metais pesados. *Estudos Tecnológicos (Online)*, v. 5, p. 79-88, 2009.

IBIAPINA, D. S. *et al.* Proposição de um sistema de classificação das propriedades de forma de agregados caracterizados com

o uso do processamento digital de imagens a partir de materiais oriundos do Brasil. *Revista Transportes*, v. 26, n. 4, p. 116-128, 2018.

LAURIANO, L. A. Como anda a gestão da sustentabilidade no setor da construção? Relatório de Pesquisa - Nova Lima - 2013- RP 1301.

LEITE, M. B. Avaliação de propriedades mecânicas de concretos produzidos com agregados reciclados de resíduos de construção e demolição. 2001. 270 f. Tese (Doutorado em Engenharia) - Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 2001.

MENEGUINI, E. C. A. Comportamento de argamassas com o emprego de pó de borracha. 2003. 101 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Campinas, SP, 2003.

MUCAMBO. Um pouco da História da Borracha. São Paulo, 2015. Disponível em: <<https://www.yumpu.com/pt/document/read/4379468/um-pouco-da-historia-da-borracha-mucambo>>. Acesso em: 25 set. 2019.

NABIL M. A; MOHAMMED M. S. Properties of tire rubber ash mortar. *Cement & Concrete Composites* 26 (2004) 821–82. Elsevier, 2004. PIMENTEL, U. H. O. Utilização de resíduos da indústria de calçados em blocos de vedação com novas geometrias – bloco EVANG. 2005. 139 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana – PPGEU, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, PB, 2005.

SILVA, F. M. Análise da aplicação de resíduo de borracha de pneus em piso tátil intertravado de concreto. 2014. 102f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia e Inovação) - Programa de Pós-Graduação em Tecnologia e Inovação, Universidade Estadual de Campinas, Limeira, SP, 2014.

SILVA, T. D.; PAULA, H. M; SILVA, D.; CARVALHO, I. M.; FONTE, J. T.; PEREIRA, R. R. Uso de granulado de borracha em substituição parcial ao agregado miúdo na produção de tijolos ecológicos. *Revista Matéria - Rio de Janeiro*, v. 22, p. e-11905, 2017.

SOUZA, M. T.; RAUPP-PEREIRA, F.; OLIVEIRA, A. P. N. Caracterização de areias de quartzo do estado de Mato Grosso Do Sul para aplicações industriais. *In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CERÂMICA*, 58., 2014, Bento Gonçalves. Anais... Bento Gonçalves, 2014.

VASCONCELOS, S. D. Avaliação das cinzas de carvão mineral produzidas em usinas termelétricas para construção de pavimentos. 2018. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Transportes) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Transportes, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, CE, 2018.

VIEIRA, E. A.; BARBOSA, A. S. Práticas tradicionais e de ecoeficiência na indústria de calçados no Brasil. *Revista Eletrônica: Tempo - Técnica - Território*, v.2, N.1, 2011.

WIEBBELLING, P. O. G. Pavimento com blocos intertravados de concreto: estudo de caso na Univates. 2015. Monografia (Bacharelado em Engenharia Civil), Centro Universitário Univates, Lajeado, 2015.

World Health Organization (WHO). Nitrate and Nitrite in drinking water. WHO/SDE/WSH. Geneva: World Health Organization, 2011.

STUDY OF MANUFACTURING BRICKS WITH WASTE GLASS IN A FIRING SHORTER TIME

¹Victoria Zimmer Gomes, ²Cíntia Gabriely Zimmer

¹Instituto Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: vickymel.zimmer@gmail.com

²Instituto Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: cinthia.zimmer@feliz.ifrs.edu.br

Keywords: Waste Glass; Clay Bricks; Industrial Approach.

Resume

The Sustainable Development Goals (SDGs) have been reflected in initiatives to move toward more eco-conscious production. However, the literature indicates that more research engaged with industries is necessary to find alternatives to reduce the environmental impact. As such, we investigated the technical and operational viability of adding waste glass in the manufacturing of clay bricks. We also discuss the cost-benefit of this technique as an industrial alternative to obtain products with fewer natural resources, lower temperatures and shorter firing times. The results prove that using waste glass, as a partial replacement for clay is a good way to obtain a brick with better properties, lower energy costs, and add value to the product.

Introduction

Technologies that involve reuse recycling and reprocessing could minimize mining environmental impacts [1]. The literature has focussed on the potential of using industrial waste. Nevertheless, there is still a pressing need to integrate more research involving large-scale sustainable production [2]. Having that in mind, we aimed at the glass, a material with several applications, but little recycled [3].

Several investigations suggest that waste glass can be used in clay bricks, however without considering the firing time. Thus, we tested its use in the brick plant to point out the advantages of applying this technology on an industrial scale. We also tested it in the laboratory to find the best parameters. For a better understanding of this work, the questions below are explained:

Importance of studying environmental issues

Governmental and non-governmental organizations are increasingly concerned about achieving and demonstrating sound environmental performance by controlling the impacts.

United Nations (UN) established the 17 global goals for the 2030 Agenda. With less than 7 years remaining for the given period, many actions are still necessary to achieve these goals. That being said, it is important to develop knowledge so that industrial production can increasingly align with the SDGs.

Besides promoting the circular economy, we see an opportunity to be able to contribute to at least three UN goals. SDG 9: is all about finding new ways to build a sustainable future; SDG 11: make cities inclusive, safe, resilient and sustainable; and SDG 12: is about ensuring sustainable consumption and production patterns, which is key to sustaining the livelihoods of current and future generations.

Why study glass recycling?

Most glassware used in the average home today is non-toxic and inert, taking thousands of years to decompose in the environment. In Brazil, it is currently estimated that 75% of consumed glass goes to landfills, or is disposed of improperly. In addition to the accumulation of waste, materials destined for landfills have a cost for city halls [4]. However, few countries are effective in recycling glass. Then, the importance of studying ways of using waste glass emerges, which soon may have a large collection flow due to the environmental incentives and environmental goals that are arising.

Why incorporate glass into clay bricks?

Research indicates that the addition of glass into ceramics improves the material properties [5]. We studied the application of waste glass in the brick industry due to the high flow of daily production characteristic of these companies. Furthermore, this type of industry is recurrent in all parts of the world.

What is known about incorporating glass into clay ceramics?

The glass acts as a flux in clayey materials, reducing firing temperatures [6]. In addition, it increases the resistance and decreases water absorption [5]. Furthermore, provides greater energy efficiency, making its use possible in clay paving applications [6]. There are still few investigations involving its incorporation covering research carried out directly in the industrial environment and approaches on the cost-benefit, opening an opportunity for this study.

Materials and methods

The study involved a brick plant to analyze the possibility of producing brick with waste glass in an industrial environment, and the laboratory scale to test different variables. The materials used were clay (from the brick plant), water and household glass ground in a hammer mill.

The effect of waste glass was evaluated on the performance of clay bricks, with dosages of 10 wt% e 20 wt%. Most research analyzed additions up to 10 wt%, but 20 wt% proved to be the ideal proportion for waste glass added to the clay used in the production of high-quality compact bricks [7].

Laboratory samples were produced by pressing into a mold (76 x 36 x 13 mm), while industrial bricks were extruded. It was made at least five specimens for each test. After, the green body specimens were air-dried and then oven-dried for 24 hours at 110°C. The bricks were loaded in the tunnel kiln and fired at 900°C. The lab samples were fired in a muffle furnace at the same temperature as the brick plant (900°C) and at a lower temperature of 850°C.

To evaluate the fire time we used ramp rates of 0.8°C/min, 1.0°C/min and 1.2°C/min. In the brick plant a ramp rate of 0.8°C/min was estimated. Visual analyses, mechanical tests and water absorption tests were conducted based on the ASTM C67-21 standard [8].

Results and discussion

The addition of waste glass does not significantly impact the appearance of the bricks (Figure 1). We observed only an increase in roughness (Figure 2). This is not a negative aspect, as it can increase the adherence of the mortar. The extrusion process in the brick plant (Figure 3) occurred normally.

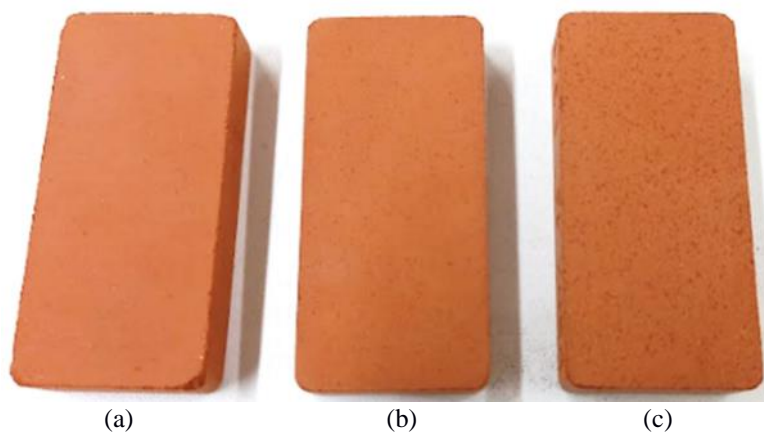


Figure 1: Appearance of samples lab-made and fired at 850°C: (a) without glass. (b) 10% glass addition. (c) 20% glass addition.

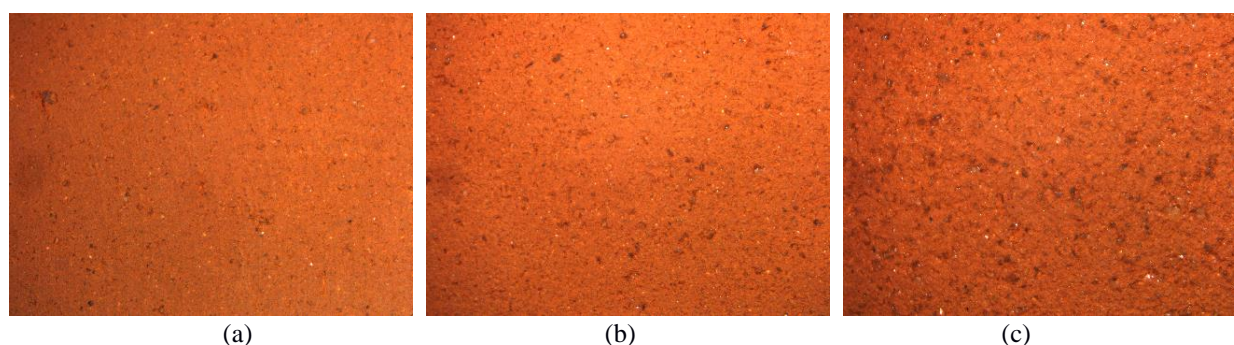


Figure 2: Stereoscope microscope at 8 times magnification: (a) without glass. (b) 10% glass addition. (c) 20% glass addition.



Figure 3: The appearance of industrial-made brick with 20% waste glass extruded in the brick plant.

Table 1 and Table 2 show that the incorporation of waste glass in the clay ceramic increases the mechanical resistance and reduces the water absorption. Clay bricks with low water absorption and high strength can endure harsh weather and last a long time with little maintenance [9].

Firing parameter	Firing time	Properties	Glass addition		
			0%	10%	20%
850°C	17,7 h	Strength (MPa)	3.57 ± 0,34	3.96 ± 0,41	5.30 ± 0,22
0.8°C/min		Absorption (%)	22.15 ± 0,53	21.29 ± 0,70	17.73 ± 0,69
850°C	14,2 h	Strength (MPa)	3.44 ± 0,32	4.02 ± 0,24	4.56 ± 0,21
1.0°C/min		Absorption (%)	22.89 ± 0,54	20.26 ± 0,44	17.56 ± 0,72
850°C	11,8 h	Strength (MPa)	2.75 ± 0,21	3.59 ± 0,20	5.01^a ± 0,32
1.2°C/min		Absorption (%)	22.10 ± 0,84	20.13 ± 0,82	16.90^a ± 0,75
900°C	18,8 h	Strength (MPa)	3.01^b ± 0,42	3.84 ± 0,35	6.03 ± 0,33
0.8°C/min		Absorption (%)	22.43^b ± 0,42	20.08 ± 0,65	15.86 ± 0,39
900°C	15 h	Strength (MPa)	3.56 ± 0,26	4.01 ± 0,28	6.55 ± 0,23
1.0°C/min		Absorption (%)	21.69 ± 0,75	19.48 ± 0,65	16.26 ± 0,84
900°C	12,5 h	Strength (MPa)	2.94 ± 0,22	4.67 ± 0,25	7.35 ± 0,19
1.2°C/min		Absorption (%)	22.27 ± 0,68	19.21 ± 0,65	15.26 ± 0,57

Table 1: Flexural strength and water absorption versus glass addition of samples lab-made. (a) manufacturing parameters using waste glass. (b) brick plant parameters.

Firing parameter	Firing time	Properties	Glass addition		
			0%	10%	20%
900°C	18,8 h	Strength (MPa)	0,90 ± 0,02	0,96 ± 0,05	0,97 ± 0,07
0.8°C/min		Absorption (%)	21,96 ± 0,51	19,57 ± 0,82	18,33 ± 0,42

Table 2: Compressive strength and water absorption versus glass addition of industrial bricks.

Adding 20% of waste glass into the ceramic fired at 850°C provides better results than ceramic without glass addition fired at 900°C. It happens by the partial melting of the glass that occurs from 700°C onwards, filling the pores of clayey ceramics, increasing their resistance [10]. Furthermore, the faster the firing speed for bricks with waste glass, the better the properties.

This allowed the use of a lower firing temperature (850°C), instead of 900°C, used in the brick plant. Ramp rate tests revealed that waste glass makes it possible to fire in a shorter time. Considerable energy could be saved from manufacturing bricks with waste glass.

Considering the best results achieved in lab-made samples with additions of 20% of waste glass, we listed in Table 3 the impacts that may be related to the addition of glass waste in clay bricks.








Item analyzed	Cost-benefit	Impact
Mineral resources	20% less mined clay	
Energy expenditure for grinding the glass	Increase in energy consumption	
Energy expenditure for firing	50°C reduction in firing temperature and 6 hours in firing time	
Mechanical resistance	40% increase in resistance	
Water absorption	25% reduction in absorption	
Environmental waste management	Possibility of recycling large amounts of waste glass discarded in landfills	
Aesthetic appearance	There is no significant difference in the appearance of the product	

Table 3: Cost-benefit of adding 20% of waste glass in clay bricks.

Final considerations

We analyzed the incorporation of waste glass in clay bricks manufacturing, with dosages of 10 wt% and 20 wt%. The findings show:

- The best results were obtained for additions of 20% of waste glass.
- It does not cause aesthetic changes in the final product.
- It increases the surface roughness, being an interesting factor to improve the adherence of the mortar to the ceramic block.

- Decreases water absorption being a beneficial requirement for building systems.
 - It increases the mechanical resistance of the material by increasing the firing effectiveness.
 - The only negative aspect comes from the cost of energy to grind the glass, but it is offset by the reduction in temperature and firing time, which will consequently require less energy.
- Finally, the incorporation of waste glass in clay bricks can be considered more sustainable and with better properties.

Acknowledgment

The authors would like to thank Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul (IFRS) for the support received.

References

- [1] O. Agboola et al., “A review on the impact of mining operation: Monitoring, assessment, and management,” *Results in Engineering*, vol. 8. Elsevier B.V., Dec. 01, 2020. doi: 10.1016/j.rineng.2020.100181.
- [2] H. Hummels and A. Argyrou, “Planetary demands: Redefining sustainable development and sustainable entrepreneurship,” *J Clean Prod*, vol. 278, Jan. 2021, doi: 10.1016/j.jclepro.2020.123804.
- [3] F. W. Al-Awabdeh, M. J. Al-Kheetan, Y. S. Jweihan, H. Al-Hamaiedeh, and S. H. Ghaffar, “Comprehensive investigation of recycled waste glass in concrete using silane treatment for performance improvement,” *Results in Engineering*, vol. 16, Dec. 2022, doi: 10.1016/j.rineng.2022.100790.
- [4] Brazilian Association of Glass Industries, “ABIVIDRO,” <https://abividro.org.br/2022/03/31/verallia-coordena-projeto-que-auxilia-no-recolhimento-de-vidro-para-reciclagem/>, Mar. 31, 2022.
- [5] N. Phonphuak, S. Kanyakam, and P. Chindapasirt, “Utilization of waste glass to enhance physical-mechanical properties of fired clay brick,” *J Clean Prod*, vol. 112, pp. 3057–3062, 2016, doi: 10.1016/j.jclepro.2015.10.084.
- [6] B. P. Bohn, C. Von Mühlen, M. F. Pedrotti, and A. Zimmer, “A novel method to produce a ceramic paver recycling waste glass,” *Clean Eng Technol*, vol. 2, Jun. 2021, doi: 10.1016/j.clet.2021.100043.
- [7] L. Crespo-López and G. Cultrone, “Improvement in the petrophysical properties of solid bricks by adding household glass waste,” *Journal of Building Engineering*, vol. 59, p. 105039, Nov. 2022, doi: 10.1016/J.JOBE.2022.105039.
- [8] ASTM C67-21 - American Society for Testing and Materials. Standard Test Methods for Sampling and Testing Brick and Structural Clay Tile. 22.06.2021.
- [9] P. Chindapasirt, A. Srisuwan, C. Saengthong, S. Lawanwadeekul, and N. Phonphuak, “Synergistic effect of fly ash and glass cullet additive on properties of fire clay bricks,” *Journal of Building Engineering*, vol. 44, p. 102942, Dec. 2021, doi: 10.1016/J.JOBE.2021.102942.
- [10] A. Adediran et al., “Recycling glass wool as a fluxing agent in the production of clay- and waste-based ceramics,” *J Clean Prod*, vol. 289, Mar. 2021, doi: 10.1016/j.jclepro.2020.125673.

ALINHADORES ORTODÔNTICOS: CARACTERIZAÇÃO, QUANTIFICAÇÃO E DESTINAÇÃO

¹Fabricio Garcia, ²Nádia Teresinha Schröder, ³Renata Farias Oliveira

¹Universidade Luterana do Brasil, e-mail: poa.professor@gmail.com; ²Universidade Luterana do Brasil, e-mail: nadia.schroder@gmail.com; ³Universidade Luterana do Brasil, e-mail: renata@rebambiental.com.br

Palavras-chave: Alinhadores Ortodônticos; Resíduos Sólidos de Serviço de Saúde; Destinação

Resumo

Os alinhadores ortodônticos são sistemas de tratamento que adotam estruturas poliméricas termoplásticas para correções estéticas e funcionais odontológicas. Com o aumento do volume de resíduos desses serviços de saúde, este estudo visou caracterizar e quantificar os resíduos gerados durante o tratamento ortodôntico com diferentes sistemas de alinhadores, os profissionais cirurgiões dentistas que fazem uso desse material e indicar a destinação ambientalmente responsável para isso. Foi realizada a caracterização e quantificação da massa e volume dos resíduos gerados em um dia de atendimento ortodôntico e, também a quantidade de profissionais que utilizam os alinhadores neste tipo de tratamento, empresas que fornecem o material e, principalmente, a destinação que tem sido utilizada para este tipo de resíduo. Quanto ao resíduo, um conjunto de alinhador possui, em média, 6,416 g e para o tratamento completo pode ser usado de 30 a 40 conjuntos. Individualmente, cada paciente pode gerar até 0,3 kg ao longo do tratamento e o volume de resíduo gerado para este mesmo tratamento pode chegar à 0,016 m³. Quanto aos profissionais habilitados para a realização do tratamento ortodôntico, na cidade de Porto Alegre/RS há 361 cirurgiões dentistas que oferecerem o procedimento. As informações de cunho ambiental são inexistentes tanto nas páginas virtuais das empresas quanto das entidades representativas. Há necessidade de fomentar o engajamento das empresas fornecedoras destes sistemas, bem como as entidades de classe representativas desta especialidade, para que uma destinação ambientalmente responsável possa minimizar o impacto. Constatou-se a necessidade de que um novo uso seja dado aos alinhadores, quer seja por reciclagem quer pela destinação ambientalmente responsável e para isso necessita-se consorciar empresas, poder público, entidades de classe, profissionais, sociedade civil, Centros de Pesquisa e Universidades, para que com os conhecimentos gerados e socializados possam atender esta demanda ambiental.

Introdução

A busca por um sorriso cada vez mais alinhado, harmonioso e esteticamente belo, movimenta um mercado a cada dia maior, atrelado a esta necessidade de melhoria da qualidade de vida do paciente. Os alinhadores ortodônticos, tem sido uma das opções que os profissionais da Odontologia podem adotar nos tratamentos estéticos e funcionais das arcadas dentárias. Eles fogem do tradicional aparelho dentário metálico, muito utilizado no século passado, menos estético e muito ligado à um visual juvenil. O apelo comercial e a crescente concorrência entre as empresas que fornecem este tipo de material, têm levado a indústria do marketing à criação de peças comerciais divulgadas intensamente nos meios de comunicação, como estratégia de captação de pacientes para esta forma de tratamento (BUSATO et al., 2005; TREVISAN, 2019; SANTOS, 2020).

Os alinhadores são dispositivos utilizados nos tratamentos ortodônticos, que visam melhorar a função mastigatória e ajustar a função estética. Estes dispositivos são confeccionados em material termoplástico polimérico transparente e rígido, o que confere um aspecto visual mais estético do que os aparelhos ortodônticos tradicionais que empregam fio metálico e bráquetes tanto metálicos quanto zircônia (Figura 1), o que levou à grande procura de pacientes e disponibilização pelos profissionais que os utilizam (KRAVITZ, et al., 2009; HAHN, et al., 2010; PITHON, 2012; ERCOLI, et al., 2014; ALEXANDROPOULOS, 2015; LOMBARDO, et al., 2017).

Quanto à estrutura e composição polimérica dos alinhadores, diferentes materiais compõem cada sistema. O Sistema Invisalign inicialmente empregava um poliuretano rígido de camada única obtido a partir de di-isocianato de difenil metileno e 1,6-hexanodiol. Posteriormente, inseriu, em sua bula, dentre todas as descrições físicas e funcionais, que utiliza um material inovador e exclusivo denominado SmartTrack Aligner Material, que se trata de um Poliuretano Termoplástico Aromático Multicamada combinado com Copoliéster. O Sistema CA Clear Aligner emprega um polímero denominado Polietileno Tereftalato Glicol modificado, PET-G (LOMBARDO, et al., 2017; ALIGN TECHNOLOGY, 2015; SISTEMA CLEAR ALIGN, 2023). Já o Sistema Essix adota um Copolímero Polipropileno/Etileno e estabilizadores (SISTEMA ESSIX, 2023). Ainda pode-se encontrar outros sistemas disponíveis, outros tipos de materiais como policarbonato, etileno acetato de vinila por exemplo. Tais materiais são classificados como resíduos Classe II B – inertes.

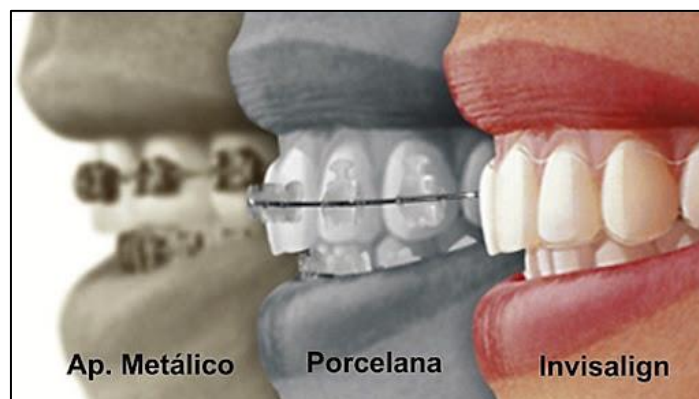


Figura 1 – Estética de diferentes técnicas ortodônticas. Fonte: Harmonia Facial (2023)

Os alinhadores ortodônticos são estruturas em formato de moldeira que promovem a movimentação planejada dos dentes. Os planejamentos dos resultados são realizados por software específicos (conforme a empresa fabricante) e deste processo são confeccionadas as moldeiras (Figura 2) que, sequencialmente, vão fazendo a movimentação ortodôntica desejada (SISTEMA INVISALIGN, 2023).

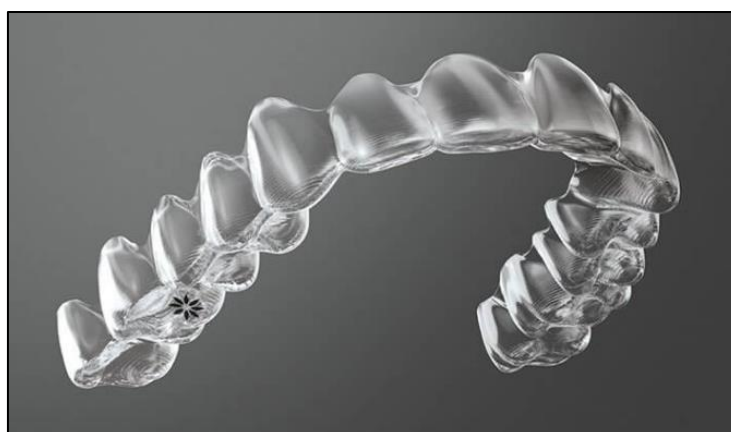


Figura 2 – Alinhador Invisalign®. Fonte: Sistema Invisalign (2023)

Cada laboratório faz uso de material diferente na confecção de suas moldeiras e difere a forma de fabricação: à vácuo ou por termoformagem de alta pressão (PHAN; LING, 2007). Este último é o utilizado O Sistema Invisalign® utilizada a termoformagem de alta pressão no seu processo de fabricação, pois ele proporciona melhor resistência e encaixe na superfície dentária, porém acaba gerando forças maiores sobre os dentes quando comparado aos fabricados à vácuo. Dentre os tipos de alinhadores obtidos à vácuo estão os sistemas Essix® e o CA Clear Aligner®.

O tempo médio de tratamento com alinhadores ortodônticos varia entre 12 e 18 meses. As trocas de moldeiras podem ocorrer em um intervalo entre 5 e 10 dias, conforme o plano de tratamento. O uso diário da moldeira pelo paciente é de 22 horas/dia (LOMBARDO, et al., 2017), sendo possível a remoção para que sejam realizadas as refeições e a higiene bucal. Em média, um paciente utiliza de 30 a 40 alinhadores ao longo de um tratamento completo (DOCTOR INVISALIGN, 2023). A. Estes alinhadores são para uso sequencial, conforme o planejado, e são entregues ao paciente em consultas periódicas onde há o acompanhamento da evolução do tratamento e geração de resíduos.

O aumento significativo do volume gerado de Resíduos Sólidos de Serviços de Saúde (RSS), que compreende todos aqueles oriundos da área da saúde em que ocorre atendimento, segregado adequadamente, conforme a classificação por grupo e manejo correto ao risco que pode oferecer (CONAMA, 2001), apresenta-se como justificativa para analisar novas possibilidades de destinação, para além do aterro sanitário (NOGUEIRA; ALIGLERI; SAMPAIO, 2020; FELISARDO e SANTOS, 2021). As condições de trabalho, segurança e prevenção são relevantes para que o gerenciamento seja eficaz. Neste contexto, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (BRASIL, 2010), classifica os RSS como aqueles gerados nos serviços de saúde definidos em regulamento ou em normas estabelecidas pelos órgãos estaduais e municipais do SISNAMA e do SNVS. A Política estimula a adoção de padrões ambientalmente adequados, fomentando novas práticas e orientando a adoção de práticas sustentáveis, emprego de tecnologias menos impactantes e pensadas no prolongamento do ciclo de vida dos materiais utilizados nos diversos ciclos produtivos. Com a implementação da Política, se faz necessário pensar em formas de aproveitamento dos materiais, determinar novos usos, ou usos secundários e terciários, até o esgotamento das possibilidades de vida útil, antes de torná-lo um rejeito.

Em relação às diretrizes para o gerenciamento de resíduos sólidos dos serviços de saúde, a Resolução CONAMA nº 358/2005 dispõem sobre a sua classificação em função de suas características e consequentes riscos que podem acarretar ao meio ambiente e à saúde. De acordo com a Resolução RDC ANVISA nº 306 de 2004 e Resolução CONAMA nº 358/2005, os RSS são classificados em cinco grupos: *Grupo A* (agentes biológicos); *Grupo B* (substâncias químicas); *Grupo C* (radionuclídeos); *Grupo D* (resíduos domiciliares) e *Grupo E* (materiais perfuro-cortantes ou escarificantes). Neste contexto, os resíduos gerados pelas práticas odontológicas se enquadram nos grupos A, B, D e E (ANVISA, 2004; CONAMA, 2005). De acordo com a NBR 10.004 (ABNT, 2004), os resíduos sólidos são classificados quanto aos riscos potenciais ao meio ambiente e à saúde pública. Sua classificação é dividida em duas classes: Resíduos Perigosos (classe I) e Não Perigosos (classes IIA e IIB). Uma vez classificados, os resíduos devem receber a respectiva codificação, de acordo com a norma ABNT NBR 10.004 (ABNT, 2004) e a Instrução Normativa do IBAMA nº 13/2012 (IBAMA, 2012) e as codificações estabelecidas pelos órgãos ambientais estaduais, como é o caso do Código do Resíduo (CODRES), estabelecido pela Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler, do Rio Grande do Sul (FEPAM).

Na Resolução CONSEMA nº 372/2018, os estabelecimentos onde atuam os odontólogos são “*Estabelecimento de Saúde, destinado ao diagnóstico e tratamento de pessoas, utilizando métodos laboratoriais, clínicos, cinesiológico-funcionais, sem internação, porém com procedimentos invasivos*” classificados, para além de sua atividade fim, pela sua área, sendo considerados médio potencial poluidor. Ainda segundo a mesma Resolução, em seu Anexo I, os estabelecimentos que possuem área útil inferior à 700 m² são considerados não incidentes para Licenciamento Ambiental. Este requisito atende à grande maioria dos consultórios e clínicas em atividade no RS. Para os estabelecimentos com área útil acima de 700m², há necessidade de realização de Licenciamento Ambiental, mas conforme previsto, solicitado diretamente ao legislador local (municípios com convênio autorizador) uma vez que o impacto poluidor do empreendimento é local.

Nesta perspectiva, este estudo objetivou caracterizar e quantificar os resíduos produzidos durante o tratamento ortodôntico com diferentes sistemas de alinhadores, bem como quantificar os profissionais cirurgiões dentistas que utilizam os alinhadores ortodônticos nos tratamentos oferecidos em seus pacientes e indicar alternativa de destinação desses resíduos. Este estudo se justifica pela preocupação de que este material, com tempo de uso curto, não represente mais um impacto sobre o meio ambiente quanto à sua destinação inadequada ou, ainda, que possa ter alguma forma de coprocessamento sustentável.

Materiais e Métodos

O resíduo odontológico ortodôntico gerado durante a prestação de serviço de ortodontia foi caracterizado e quantificado, bem como foi estimado o quanto pode ser gerado em um município do porte de Porto Alegre/RS. Para a caracterização e quantificação do resíduo foi realizada a determinação de massa e de volume de uma amostra recolhida de um dia de atendimento no consultório especializado em ortodontia. Para a determinação de massa foi realizada a medição em balança de precisão de três conjuntos de um alinhador ortodôntico do sistema Invisalign já descartado (Figuras 3, 4 e 5). Para o cálculo do peso médio de cada unidade fez-se a soma dos pesos divididos pela quantidade de unidades pesadas.



Figura 3 - Conjunto 1



Figura 4 - Conjunto 2

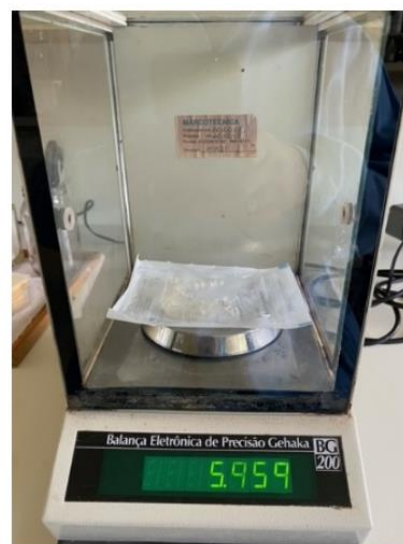


Figura 5 - Conjunto 3

Para a determinação do volume gerado foi necessário realizar a medição das três dimensões (altura x largura x profundidade) de cada um dos conjuntos (Figuras 6, 7 e 8), tornando as medidas como um sólido retangular. Foi considerado o alinhador inserido em sua embalagem, forma de descarte comumente utilizada. Com estas medidas calculou-se o volume médio aproximado referente à cada unidade. Considerar a unidade de volume é importante, uma vez que as empresas terceirizadas contratadas pelos consultórios que fazem a destinação dos resíduos, efetuam seus orçamentos e contratos baseados nesta unidade de medida.



Figura 6 – comprimento



Figura 7 – largura



Figura 8 – altura

Quanto aos profissionais que estão habilitados para oferecerem o tratamento ortodôntico foi realizado um levantamento via site das empresas fornecedoras dos sistemas: Invisalign® e CA Clear Aligner®. O sistema Essix® não oferece a ferramenta de busca e por isso não consta no levantamento. Também foi verificada a base de dados do Conselho Federal de Odontologia para quantificar os profissionais cirurgiões dentistas cadastrados como especialistas em Ortodontia. Os filtros aplicados serviram como limitantes na identificação dos profissionais com endereço de atendimento em Porto Alegre/RS.

Para o mapeamento do resíduo gerado em um consultório odontológico, foi realizada uma visita técnica, adotando-se os seguintes critérios: Resíduo Gerado; Caracterização; Classificação (NBR ABNT 10.004); Origem; Volume anual. As informações referentes à descarte, destinação, responsabilidade ambiental e logística reversa, que estas instituições e empresas disponibilizam ao público e aos seus profissionais credenciados foram obtidas através de consulta aos sites do Conselho Regional de Odontologia do Rio Grande do Sul (CRO/RS), da Associação Brasileira de Ortodontia e Ortopedia Facial (ABOR- RS), da empresa Align Technology (Invisalign®) e da Scheu Dental Technology (CA Clear Aligner®).

Resultados e Discussão

A prestação de serviço de ortodontia oferecido em um consultório odontológico durante o período de trabalho de um dia, foi quantificado, a partir da pesagem e determinação de volume e massa (Tabela 1) indicando o impacto dessa geração de resíduos. Em média um conjunto de alinhador possui 6,416 g, 0,00365 m³ e pode ser um composto polimérico de Poliuretano, Pet-g ou ainda Poliéster. Individualmente, cada paciente pode gerar até 0,3 kg ao longo do tratamento. O volume de resíduo gerado para este mesmo tratamento pode chegar à 0,016 m³, o que pode parecer insignificantes, mas analisando o tratamento completo, tem-se uma variação entre 30 ou 40 conjuntos em média. Importante considerar a questão econômica decorrente da destinação adequada, uma vez que os contratos celebrados com as empresas terceirizadas, são formalizados levando em consideração o volume gerado e não o peso. Por ser um material muito leve, mas que gera um volume considerável, por certo não há equidade entre custo e volume destinado. Nesta perspectiva, Garbin, et al. (2015); Lacerda et al. (2017) e Martins, et al. (2017) relatam a importância da correta destinação dos resíduos desde sua origem. O site do Sistema Invisalign apresenta como estratégia de marketing, a informação sobre a contabilização de milhões de tratamentos realizados. Com esta perspectiva, pode-se estimar o quantitativo de resíduo gerado em decorrência destes tratamentos realizados somente por este sistema.

Tabela 1 – Massa e Volume do alinhador

	Conjunto 1	Conjunto 2	Conjunto 3	Média
Massa (kg)	0,006519	0,006772	0,005959	0,006455 kg
Volume (m ³)	0,00378	0,00378	0,00378	0,00378 m ³

Analisando-se, por simulação, se cada um dos 361 profissionais habilitados no município de Porto Alegre/RS (Tabela 2) estiverem com 10 pacientes em tratamento ortodôntico, com os dois sistemas (CA Clear Aligner e Invisalign), pode-se estimar o número de 3610 pacientes, gerando um volume considerável desse resíduo. Estima-se, com estes dados, que o volume gerado seria de 54,60 m³ ou 781 kg de material polimérico inerte num período de 12 a 18 meses, cuja destinação normalmente realizada é em aterro por tempo indeterminado.


Tabela 2 – Profissionais habilitados para oferecer o tratamento

Ortodontistas registrados no RS (CFO)	Ortodontistas habilitados em Porto Alegre/RS	Ortodontistas Credenciados para o sistema CA Clear Aligner®	Ortodontistas Credenciados para o sistema Invisalign®	Ortodontistas Credenciados para o sistema Essix®
3091	361	180	221	*

*o sistema Essix não fornece publicamente estes dados.

A caracterização do resíduo sólido do serviço de saúde usado por especialista em ortodontia e o fluxograma do processo é apresentado no Quadro 1. Os dados apresentados foram baseados na Resolução CONAMA N° 358/2005.

Quadro 1 – Caracterização dos resíduos sólidos de serviços ortodônticos

Resíduo	Caracterização
Alinhador Ortodôntico	
Passivos ambientais relacionados	Disposição em aterro
Origem (setor de geração)	Consultório odontológico
Quantidade média estimada de geração (anual)	0,3kg / paciente tratado
Classe do resíduo segundo ABNT/NBR 10004-2004	Classe II B
Código do Resíduo (de acordo IBAMA IN n° 13/2012)	S/D
Forma de acondicionamento	Sacos plásticos
Local de armazenamento do resíduo antes da destinação final	Área coberta
Tipo de destinação final do resíduo	Aterro sanitário
Transportador do resíduo até o seu destino	Empresa terceirizada

O impacto ambiental do descarte de produtos fabricados em poliuretano tem se destacado devido a sua característica inerte. A sua degradação em solo é indeterminada e por sua estrutura rígida, não permite uma compactação efetiva, o que amplia o espaço ocupado em aterros sanitários. Os fabricantes do sistema Clear Correct (Straumann Group), um sistema alternativo, recomenda, em seu Manual de Informações ao Profissional, que seu produto é fabricado em poliuretano e indica a incineração como destinação final (SISTEMA CLEAR CORRECT, 2023). Sabe-se que no RS, as opções de usinas de incineração de resíduos são escassas, o que encarece esta opção. A Align Technology (2015) sugere que a destinação do resíduo seja condizente com o preconizado pelos órgãos ambientais e relata quais são os produtos perigosos gerados pela decomposição térmica dos alinhadores: aldeídos, Nox, MDI (4,4-Difenilmetano di-isocianato).

De acordo com Marchi (2008), pesquisas precisam ser desenvolvidas para aprimorar o emprego de reciclado de poliuretano rígido na composição do material na fabricação de blocos de concreto, atendendo à lógica de reaproveitamento de materiais recicláveis em construção civil. Outros usos deste resíduo podem torná-lo economicamente viável e ambientalmente correta a partir da possibilidade de se efetivar o processo de reciclagem dos alinhadores usados.

Segundo Felisardo e Santos (2021) e Nogueira; Aligleri; Sampaio (2020), houve aumento do volume de resíduos sólidos de serviços de saúde em decorrência da pandemia de Covid-19, desde o início do ano de 2020. Neste contexto, as estruturas para a destinação final não tiveram tempo hábil para a sua ampliação. Por isso, em especial, a área da saúde, deve sempre propôs ações antecipadas que minimizem o impacto ambiental.

O levantamento de dados sobre descarte, destinação, responsabilidade ambiental e correlatos deste material não foi positivo. Os sites das empresas Invisalign (2023), Essix (2023) e CA Clear Aligner (2023) não apresentam nenhum campo, aba, ou informação que faça referência ao tema. Neste contexto, os sites das entidades de classe (CFO, CRO/RS e ABOR/RS) também não apresentam qualquer dado ou informação que contemplem o tema. No site do Conselho Regional de Odontologia (CRO/RS), na aba Biossegurança, há informações desatualizadas sobre as empresas que processam o

tratamento final de RSS no Estado e dos aterros sanitários habilitados para recebimento de RSS no RS. Todas as informações quanto à Licença de Operação das empresas e aterros estão como vencidas. Tal atenção demonstra um descaso com a responsabilidade ambiental e quais impactos que esta atividade profissional traz. Este desinteresse já tinha sido demonstrado por estudos realizados com alunos de cursos de graduação em Odontologia, quanto ao conhecimento sobre os tipos de resíduos gerados e seus impactos. E, ainda, sobre as responsabilidades de cada um, neste processo ortodôntico, quanto ao descarte e destinação. (LEAL, 2015; PEDROSA, et al, 2007; MARTINS, et al, 2017; BARROS, et.al., 2020).

As empresas que oferecem a tecnologia de tratamento por alinhadores ortodônticos precisam desenvolver estratégias, como por exemplo a logística reversa, para os resíduos gerados ao longo do tratamento. As empresas têm este desafio e para isso, algumas empresas têm consorciado ações e incentivado a concessão de benefícios para o cidadão que devolver a embalagem usada para destinação correta (REVISTA EXAME, 2021). As entidades associativas ou ainda, o Conselho de Classe, autarquia federal regulatória do exercício da profissão, são parceiros fundamentais na implementação deste processo. Nesta perspectiva, a logística reversa deve ser analisada como uma ferramenta estimuladora para que as empresas se tornem responsáveis pelo que produzem, fechando o círculo produtivo e não invertendo o papel de responsabilidade. No processo correto, o produto gerado é recolhido pela empresa para dar novo uso ou destinação adequada, minimizando o impacto. Tal perspectiva, mesmo que não obrigatória legalmente, reflete uma intenção positiva, consciente e responsável por parte das fornecedoras de sistemas de tratamento ortodôntico via alinhadores. Percebe-se, ainda, uma dificuldade de entendimento no que se refere o gerenciamento de resíduos. Na maioria das situações, observa-se somente a preocupação com o custo do empreendedor para evitar embaraços com a Vigilância Sanitária. Embora ainda não haja um acordo setorial celebrado que preveja a adoção da Logística Reversa na área da Saúde, para que as empresas adotem ações de coleta e destinação, as entidades representativas seriam os agentes da mudança tornando o cirurgião dentista um profissional com responsabilidade socioambiental. Cabe ressaltar, que a grande maioria das empresas que fornecem esta tecnologia não é brasileira e enquadrá-las na Política de Logística Reversa é um desafio a mais a ser superado.

A Política Estadual de Resíduos Sólidos (RIO GRANDE DO SUL, 2014) conceitua o processo de logística reversa como um *“instrumento de desenvolvimento econômico e social, caracterizado por um conjunto de ações, procedimentos e meios, destinados a viabilizar a coleta e a restituição dos resíduos sólidos aos seus geradores, para que sejam tratados ou reaproveitados em novos produtos, na forma de novos insumos, em seu ciclo ou em outros ciclos produtivos, ou outra destinação final ambientalmente adequada”*, E trata de acordo setorial como um *“ato de natureza contratual firmado entre o poder público e os fabricantes, importadores, distribuidores ou comerciantes, tendo em vista a implantação da responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida do produto”*. Há necessidade de fomentar este acordo setorial para resíduos de serviços de saúde, em especial aos oriundos de serviços odontológicos.

Conclusões

Este trabalho abordou a problemática dos resíduos gerados em decorrência do tratamento ortodôntico empregando alinhadores estéticos produzidos com material polimérico, resíduo inerte e de difícil decomposição em aterro sanitário. Ao longo do tratamento, a vida útil é muito curta e gera um passivo ambiental de prazo indeterminado enquanto pode ainda haver valor agregado. Foi realizado a caracterização e quantificação dos resíduos quanto à massa, volume e composição química para os sistemas Invisalign e CA Clear Aligner. Há outros 12 sistemas disponíveis que utilizam a técnica de tratamento por alinhadores ortodônticos. Nesta perspectiva, novos estudos precisam ser fomentados tanto para caracterização química dos materiais quanto à possibilidades de transformação, reciclo e coprocessamento do resíduo.

As empresas pesquisadas e as entidades representativas, a saber, Conselho Federal de Odontologia (CFO), Conselho Regional de Odontologia/RS (CRO/RS) e Associação Brasileira de Ortodontia/RS (ABO/RS) não mencionam ou indicam soluções e propostas para gerenciamento ou destinação adequada de nenhum tipo de resíduo de seus tratamentos. Neste aspecto, engajar profissionais, empresas e associações é um caminho apontado como início da solução.

Há necessidade das empresas do ramo fazerem investimento nas questões que envolvem o gerenciamento dos resíduos, uma vez que ela produz, lucra, mas no final do processo, quem arca com a destinação é o cirurgião dentista e os municípios. Há que contrabalançar esta conta para que seja justo a todos. O objetivo de engajar as entidades representativas da Odontologia na responsabilidade socioambiental de cuidar e conscientizar seus pares da importância, necessidade e urgência de se ter mecanismos ativos e funcionais, agregando valor às ações de saúde, são fundamentais e urgentes.

Divulgar estas informações para toda a classe de profissionais da odontologia especializada em ortodontia, e para as demais especialidades incluindo os outros resíduos gerados durante os atendimentos odontológicos, possa-se desempenhar um papel educativo quanto à gestão e ciclo de vida dos resíduos gerados no decorrer de sua atividade profissional.

O engajamento de todos os atores neste processo é fundamental. Seja o paciente que irá devolver o aparelho usado ao cirurgião dentista para descarte, seja o profissional que atende à legislação e destina corretamente seu resíduo, seja a empresa fornecedora destes alinhadores fomentando pesquisas para que efetivamente seu resíduo possa ter nova função antes da destinação final. As entidades têm por obrigação incentivar que seus associados, afiliados e afins promovam a saúde tanto de seu paciente quanto do ambiente em que está inserido.

Referências Bibliográficas

- ALEXANDROPOULOS, A. *et al.* 2015. Chemical and mechanical features of contemporary thermoplastic orthodontic material. **Australian Orthodontic Journal**, v.31, n.2, p. 165-170.
- ALIGN TECHNOLOGY, 2015. Inc. INVISALIGN introduces Smart-Track. Disponível em: http://invisalign.com.au/doctor/doc/brochures/SmartTrack_brochure.pdf.
- AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. ANVISA. 2004. Resolução RDC Nº 306, de 7 de dezembro de 2004. Disponível em: https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/anvisa/2004/res0306_07_12_2004.html.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT. 2004. NBR 10.004 Disponível em: <https://analiticaqmresiduos.paginas.ufsc.br/files/2014/07/Nbr-10004-2004-Classificacao-De-Residuos-Solidos.pdf>.
- BARROS, P. M. G. A.; MELO, D. C. P.; LINS, E. A. M.; SILVA, R. F. 2020. Percepção dos profissionais de saúde quanto a gestão dos resíduos de serviço de saúde. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, v.11, n.1, p.201-210.
- BRASIL. Casa Civil. 2010. **Política Nacional de Resíduos Sólidos**. Lei Federal Nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm.
- BUSATO, A.L.S *et al.* 2005. **Odontología restauradora y estética**. Amolca, Caracas.
- CONSELHO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE. CONSEMA. 2018. **Resolução nº 372, de 22 de fevereiro de 2018**. Disponível em: <https://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201909/17101650-372-2018-atividades-licenciaveis-compilada.pdf>
- CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. CONAMA. 2001. **Resolução CONAMA Nº 275, de 25 de abril de 2001**. Disponível em: www.conama.mma.gov.br.
- CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBEINTE. CONAMA. 2005. **Resolução CONAMA Nº 358, de 29 de abril de 2005**. Disponível em: www.conama.mma.gov.br.
- DOCTOR INVISALIGN. 2023. **Invisalign Online Academy**. Disponível em: <https://learn.Invisalign.com/>.
- ERCOLI F. *et al.* 2014. A comparative study of two different clear aligner systems. **Prog Orthod.**, v.15, n.1, p. 31.
- FELISARDO, R. J. A.; SANTOS, G. N. dos. 2021. Aumento da geração de resíduos sólidos com a pandemia do COVID-19: desafios e perspectivas para a sustentabilidade. **Meio Ambiente (Brasil)**, v. 3, n.3, p. 30-36.
- GARBIN, A. J. I.; WAKAYAMA, B.; BRITO, C. P. de; GARBIN, C. A. S. 2015. A imperícia no gerenciamento dos Resíduos de Serviços de Saúde nos consultórios odontológicos privados. **Archives Of Health Investigation**, v.4, n.5, p.1-5.
- HAHN W., *et al.* 2010. Initial forces and moments delivered by removable thermoplastic appliances during rotation of an upper central incisor. **Angle Orthod.**, v.80, n.2, p. 239–246.
- HARMONIA FACIAL. 2023. [Internet]. Disponível em: <https://harmoniafacial.com.br/>.
- INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. IBAMA. 2012. Instrução Normativa Nº 13, de 18 de dezembro de 2012. Disponível em: <https://www.ibama.gov.br/component/legislacao/?view=legislacao&force=1&legislacao=128945>.
- KRAVITZ N.D., *et al.* 2009. How well does Invisalign work? A prospective clinical study evaluating the efficacy of tooth movement with Invisalign. **Am J Orthod Dentofacial Orthop.**, v.135, n.1, p. 27–35.
- LACERDA, L. J. R. de, *et al.* 2017. Descarte correto dos resíduos odontológicos. **Revista de Iniciação Científica da Universidade Vale do Rio Verde**, v.7, n.2, p.1.
- LEAL, C. A. G. 2015. Biossegurança e gerenciamento de resíduos de serviços de saúde: a importância na formação do profissional da Odontologia na perspectiva da saúde humana e ambiental. **Revista da ABENO**, v.15, n.2, p.82–94.

LOMBARDO L., *et al.* 2017. Stress relaxation properties of four orthodontic aligner materials: A 24-hour in vitro study. **Angle Orthod.**, v.87, p.11–18.

MARTINS, V. R. A *et al.* 2017. O Descarte dos Resíduos Odontológicos em clínicas e Consultórios Particulares na Cidade de Niterói. **Revista Fluminense de Odontologia**, v.23, n.47, p. 1-11.

NOGUEIRA, D. N. G.; ALIGLERI, L.; SAMPAIO, C. P. 2020. Resíduos de Serviços de Saúde: implicações no cenário da pandemia do novo coronavírus. **Advances in Nursing and Health**, v. 2., p. 11-15.

PEDROSA, H. L. de O.; FIGUEIREDO, R. L. de Q.; ALBUQUERQUE, T. T. P. De; COSTA, E. B. da. 2007. Avaliação dos cirurgiões-dentistas sobre o gerenciamento dos resíduos odontológicos produzidos na prática diária. **Arquivos em Odontologia**, v. 43, n. 4, p. 125-130.

PHAN X.; LING P.H. 2007. Clinical Limitations of Invisalign. **JCDA.**; v.73, n.3, p. 263-266.

PITHON M.M. 2012. A modified thermoplastic retainer. **Prog Orthod.**; v.13, n.2, p. 195–199.

REVISTA EXAME. 2021. **Ambev, Colgate-Palmolive e Suzano querem comprar seu lixo reciclável.** Disponível em <https://invest.exame.com/esg/ambev-suzano-colgate-comprar-lixo-reciclavel>.

RIO GRANDE DO SUL. Assembleia Legislativa. Gabinete de Consultoria Legislativa. 2014. **Política Estadual de Resíduos Sólidos.** Lei Estadual N° 14.528, de 16 de abril de 2014. Disponível em: <http://www.al.rs.gov.br/filerepository/replegis/arquivos/lei%2014.528.pdf>.

SANTOS, A. B. 2020. **Alinhadores ortodônticos.** 34f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Odontologia). Universidade Luterana do Brasil, Torres, RS.

SISTEMA CA CLEAR ALIGNER®. 2023. [Internet]. Disponível em: <https://ca-clearaligner.com.br/#/home>.

SISTEMA CLEAR CORRECT. 2023. [Internet]. Disponível em: <https://clearcorrect.com.br/>

SISTEMA ESSIX. 2023. **ESSIX Clear Aligner Manual.** Disponível em: <http://www.henriquebacci.com.br/wp-content/uploads/2016/02/Manual-Essix.pdf>.

SISTEMA INVISALIGN® 2023. [Internet]. Disponível em: www.invisalign.com.br.

TREVISAN, M. F. 2019. **Alinhadores ortodônticos em diferentes composições: Existe diferença na toxicidade?** Tese (Doutorado em Odontologia) Universidade Luterana do Brasil, Canoas.

INFLUÊNCIA DA UTILIZAÇÃO DE RESÍDUOS GERADOS POR USINA TERMELÉTRICA EM MISTURAS ASFÁLTICAS SUSTENTÁVEIS

¹Estéfani Clara, ²Breno Salgado Barra, ³Nayara Juliana Jargemboski

¹Universidade Federal de Santa Catarina, e-mail: estefani.clara@hotmail.com; ²Universidade Federal de Santa Catarina, e-mail: breno.barra@ufsc.br; ³Universidade Federal de Santa Catarina, e-mail: nayara.jargemboski@gmail.com

Palavras-chave: Cinzas de carvão mineral; Misturas asfálticas densas; Metodologia francesa de formulação.

Resumo

O objetivo principal desta pesquisa é avaliar a influência da utilização de resíduos gerados por usina termelétrica em misturas asfálticas. Para tanto, foram analisadas as matrizes denominadas cinza volante (*Fly Ash*), cinza de fundo (*Bottom Ash*) e uma composição com 50 % de ambas as ocorrências, as quais foram comparadas com frações convencionais de granulares gnáissicos britados, todos utilizados como material de enchimento (fíler) a 6,0 % passante na malha de abertura 0,075 mm, nas curvas granulométricas das misturas asfálticas. As cinzas foram fornecidas pelo complexo Jorge Lacerda, localizado na região sul do Estado de Santa Catarina, entre os municípios de Capivari de Baixo e Tubarão. As ocorrências gnáissicas são obtidas de jazida localizada na região metropolitana de Joinville, Santa Catarina, enquanto o ligante betuminoso de penetração 30/45 (0,1 mm) é proveniente de uma distribuidora com planta industrial na região metropolitana de Curitiba/PR. Os ensaios de caracterização das matrizes supracitadas compreendem análises por microscopia eletrônica de varredura (MEV), difração de Raios-X (DRX), semi-quantificação de compostos por fluorescência de Raios-X (FRX), texturização e dureza. No que diz respeito às misturas asfálticas, foram realizadas avaliações baseadas na metodologia francesa de formulação, compreendendo os aspectos de habilidade de compactação com o uso da prensa de compactação giratória (PCG), resistência à ação deletéria da água pelo ensaio de Duriez a 18 °C e resistência ao afundamento de trilha de rodas pelo ensaio de deformação permanente. Com base nos resultados apresentados pela campanha experimental realizada, é possível concluir que as matrizes estudadas de cinzas oriundas da queima do carvão mineral são viáveis tecnicamente para utilização em misturas asfálticas, abrindo inclusive a possibilidade de um mercado para a utilização em larga escala da cinza de fundo, atualmente sem destinação alguma aos serviços de beneficiamento de insumos, especialmente na região sul do Estado de Santa Catarina. Onde a mesma pode se beneficiar mais diretamente pela proximidade com a fonte produtora destes insumos, compreendendo acesso fácil e com menores distâncias de transporte.

Introdução

As expansões da infraestrutura rodoviária frequentemente ocasionam diversos problemas ambientais adversos, representando um perigo para o meio ambiente e para os seres humanos. Diversos tipos de matérias-primas são utilizados na construção de estradas, como agregados, ligantes betuminosos e aditivos químicos, que consomem grandes quantidades de recursos naturais e energia para sua extração, produção e processamento. Desse modo, a construção de estradas resulta em consumo de energia, emissão de poeira e gases, esgotamento e deterioração de solos, consumo de recursos naturais não renováveis, poluição sonora e geração de resíduos sólidos (YUE *et al.*, 2022; LU *et al.*, 2011).

Embora a necessidade de construir e manter estradas e outras infraestruturas rodoviárias seja um fator-chave para o desenvolvimento socioeconômico de uma sociedade, ao longo do tempo, passou a acarretar externalidades negativas ao meio ambiente. A construção de pavimentos rodoviários frequentemente envolve a exploração de grandes volumes de materiais, principalmente agregados, e transporte em massa, o que resulta no aumento das emissões de gases de efeito estufa (BAMIGBOYE *et al.*, 2021; MAJER E BUDZIŃSKI, 2018).

A extração de agregados naturais levanta sérias preocupações ambientais, como desmatamento, perda de paisagem natural e produção de poeira. Em muitas áreas, a disponibilidade de agregados naturais de alta qualidade é limitada, levando a uma escassez de agregados e a um aumento geral no custo de projetos rodoviários (ZIARI *et al.*, 2022; PATTANAİK *et al.*, 2021).

A substituição de agregados naturais por resíduos e subprodutos é uma das técnicas mais difundidas para alcançar pavimentos sustentáveis, pois proporciona um duplo benefício. Por um lado, reduz-se a extração e produção de matérias-primas, o que resulta na diminuição do consumo de água, eletricidade e diesel, além de reduzir a produção de ruído e poeira. Além disso, evita-se o depósito de resíduos em aterros, prolongando a vida útil do aterro e reduzindo as emissões (ESTHER *et al.*, 2020).

O carvão é uma importante fonte de energia, mas tem uma influência prejudicial ao meio ambiente devido aos resíduos que gera. Um dos problemas mais sérios resultantes do descarte de resíduos de carvão é o dano ao meio ambiente. Em geral, os depósitos de resíduos de carvão devem ser considerados uma fonte de longo prazo de contaminação da terra e da água (KUMAR *et al.*, 2022).

As projeções estatísticas estimam que, mesmo com a produção de energia limpa sendo massivamente incentivada, o carvão manterá seu atual papel global até 2040, sendo ligeiramente ultrapassado pelo gás natural e pelos painéis solares

fotovoltaicos. As principais razões para este enigma do carvão são sua grande disponibilidade global, superior a 1 trilhão de toneladas, ou seja, capaz de atender a demanda atual pelos próximos 130 anos, e distribuição geográfica das reservas, além do baixo custo e estabilidade de preços quando comparados outras fontes de combustível (IEA, 2022).

A situação atual busca identificar alternativas sustentáveis e econômicas para substituir os agregados naturais por rejeitos de mineração, rejeitos de processamento e resíduos industriais (cinzas volantes, cinzas residuais, escória de aço, entre outros), a fim de utilizá-los na construção de pavimentos (MOHANTY *et al.*, 2023).

Atualmente, pesquisadores em todo o mundo têm realizado muitos estudos sobre a utilização de rejeitos na mistura asfáltica. Portanto, evidenciou a importância do desenvolvimento de novos materiais, que se tornou foco de diversos trabalhos com o intuito de buscar soluções para a destinação desse resíduo em larga escala, diversos estudos caracterizaram ocorrências distintas de cinzas de carvão (AKINWUMI *et al.*, 2023; MOHANTY *et al.*, 2023; KUMAR *et al.*, 2022; ZIARI *et al.*, 2022; BAMIGBOYE *et al.*, 2021; WANG *et al.*, 2019; LI *et al.*, 2019; WOSZUK *et al.*, 2019; OMRANI e MODARRES, 2018 e LE *et al.*, 2018).

Buscando contribuir na discussão sobre o assunto visando um melhor aproveitamento das cinzas provenientes da queima de carvão, com o objetivo de reduzir os problemas ambientais e promover a produção de materiais mais eficientes e sustentáveis, essa pesquisa destaca a cinza volante (*Fly Ash*), que já tem sido amplamente estudado em pesquisas de pavimentação e utilizado pela indústria cimenteira e a cinza de fundo (*Bottom Ash*), que atualmente carece de aplicações ou mercados conhecidos para seu uso em larga escala.

Nesse contexto, o objetivo deste trabalho é promover a extensão das discussões científicas e perspectivas relacionadas à influência da utilização de resíduos gerados por usina termelétrica em misturas asfálticas sustentáveis, com o intuito de contribuir de maneira viável para a redução dos impactos ambientais. Para alcançar esse objetivo, serão analisadas as características físico-químicas e mineralógicas das cinzas volantes e de fundo, comparando-as com as partículas de rocha maciça gnáissica, visando avaliar a eficiência de uma dosagem bem formulada de mistura asfáltica para a obtenção de pavimento de maior qualidade.

Materiais e métodos

O desenvolvimento desta pesquisa iniciou-se com a seleção das jazidas para a coleta das amostras dos materiais de estudo. Em seguida, foram executados os ensaios de caracterização desses materiais e definidas as respectivas classificações geológicas, mineralógicas, químicas e físicas das suas ocorrências.

Os agregados pétreos necessários foram fornecidos pela empresa Rudnick Minérios S.A., localizada no distrito de Pirabeiraba, na cidade de Joinville, Santa Catarina. O critério para a seleção dos agregados pétreos para esta pesquisa foi em função da disponibilidade das ocorrências dos materiais e da parceria da referida empresa com o LDTPav (Laboratório de Desenvolvimento e Tecnologia em Pavimentação).

Os agregados pétreos encontra-se dentro dos limites impostos pelas normativas: Desgaste por abrasão Los Angeles (DNER-ME 035/1998 e DNER-ME 037/1997); Índice de forma (ABNT NBR 7809/2006); Resistência ao ataque químico (Durabilidade) (DNER-ME 089/1994 e DNER-ME 037/1997); Equivalência de areia (DNER-ME 54/1997); Teor de material pulverulento (DNER-ME 266/1997 e DNER-ME 37/1997) e Absorção, dessa maneira, são passíveis de utilização em mistura asfálticas, exceto o parâmetro de adesividade ao ligante betuminoso (DNER-ME 078/1994), o qual deve ser corrigido em situações práticas de obras com a inserção de aditivos melhoradores de adesividade na dosagem do ligante betuminoso ou pela substituição de adições granulares com natureza eletropositiva, que permitam a formação de um dipolo de atração química com a matriz eletronegativa dos materiais hidrocarbonetos.

Entretanto, é importante destacar que nesta pesquisa não foram utilizados aditivos ou adições melhoradores de adesividade, a fim de que se pudesse verificar o real efeito da utilização das cinzas oriundas da queima do carvão mineral nas misturas asfálticas.

Antes de iniciar os testes de caracterização dos agregados e das cinzas, foi realizado um peneiramento das amostras das cinzas utilizadas neste estudo, buscando conhecer suas frações representativas. Isso foi feito com o objetivo de obter uma reutilização mais eficiente desse resíduo sólido na pavimentação. A Figura 1 demonstra as frações representativas das cinzas volantes e de fundo.

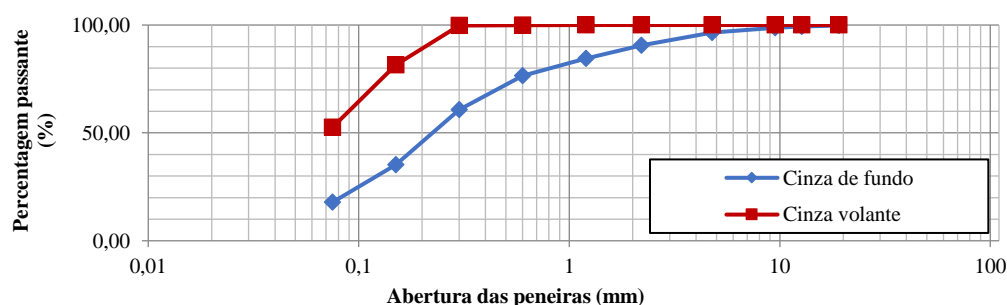


Figura 1: Distribuição granulométrica das cinzas.

Em análise da Figura 1, observa-se que as frações representativas das cinzas de fundo são as retidas entre as peneiras de abertura 0,60 mm até o material depositado no fundo, já as frações correspondentes a cinza volante mais representativas são as retidas entre as peneiras de abertura 0,15 mm até o material depositado no fundo.

Em função da morfologia dos grãos, em que os argilominerais fundidos geram partículas vítreas, ricas em inclusões gasosas, pode-se observar um aspecto esponjoso ou estrutura vesicular, conforme demonstrado por Clara (2020). Além do aspecto da morfologia, verifica-se a fragilidade dos grãos de dimensões maiores, em frações situadas entre as peneiras de abertura 0,60 mm a 0,15 mm.

Em razão disto e das porcentagens de finos geralmente empregados na formulação das misturas asfálticas, estabeleceu-se o limite de utilização das frações de cinzas em 6%. Esse valor também está de acordo com outros estudos de formulação de misturas asfálticas com emprego de cinzas, nos quais a adição máxima para evitar riscos de perda de resistência ficou próxima ao valor adotado.

Outro fator importante a ser justificado é a fração de substituição adotada. Ao analisar as frações mais representativas para ambas as cinzas em conjunto com o percentual máximo para o uso na formulação, optou-se pela substituição da fração de fundo (< 0,075mm). Isso se deve ao fato de que nas cinzas de fundo, a porcentagem desta fração é de 17,8%, enquanto nas cinzas volantes é de aproximadamente 52,6%.

Para análise das características das cinzas, foi realizada uma parceria técnica entre o Centro Tecnológico da SATC (CT-SATC), pertencente à Associação Beneficente da Indústria Carbonífera de Santa Catarina (SATC), e o Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Mecânicas (Pós-ECM) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Essa parceria teve como base estudos já desenvolvidos pela SATC em relação às aplicações das cinzas.

Particularmente, as cinzas provenientes da queima do carvão mineral foram analisadas levando em consideração aspectos como: Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV), ensaios de Difração de Raios-X (DRX), Fluorescência de Raios-X (FRX), texturização, além de uma estimativa teórica da dureza de seus componentes.

A forma e a textura das partículas dos fileres em estudo (Pó de brita, cinzas volantes e de fundo) foram verificadas por meio da análise das imagens produzidas por microscopia eletrônica de varredura (MEV), conforme ilustrado na Figura 2.

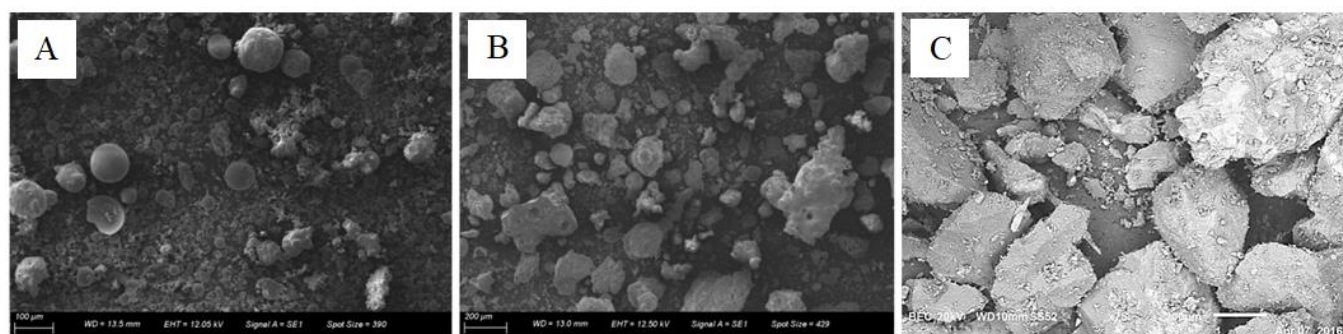


Figura 2: Microscopia eletrônica de varredura (A) Cinza volante, (B) Cinza de fundo, (C) Agregado granítico.

Fonte: A-B: Aquino *et al.* (2017). C: Siroma (2018).

A partir da análise das imagens, é possível observar que as cinzas de carvão possuem formas esféricas de diferentes diâmetros, bem como partículas irregulares de tamanhos variados. Conforme observado por Sarbak *et al.*, (2004), isso ocorre devido aos diferentes estados físicos da sílica presente em amostras de cinzas de carvão, os quais são responsáveis pela formação das partículas de tamanhos irregulares.

Foi observado a morfologia do pó de pedra a partir da Figura 2-C, que apresenta a imagem da microscopia eletrônica de varredura de agregados graníticos da empresa Vogelsanger Britagem, apesar de os granulares graníticos utilizados nesta pesquisa serem fornecidos pela empresa Rudnick Minérios S.A. O intuito desta análise é demonstrar algumas características relacionadas à composição, macrotextura e microtextura das partículas finas de granito. Ambas as jazidas são provenientes da região de Joinville/SC e possuem a mesma classificação na análise de lâmina petrográfica, conforme demonstrado por Meurer (2015), além de apresentarem resultados muito semelhantes em ensaios de caracterização, o que indica uma boa proximidade entre as amostras das duas empresas.

Ao analisar a imagem da microscopia (Figura 2-C), é possível verificar que o formato predominante do granular é subangular e a textura se mostra rugosa. Essas características tendem a favorecer o intertravamento granular, resultando em misturas asfálticas mais estáveis.

As análises de Difração de Raios-X (DRX) foram realizadas no Centro Tecnológico da SATC (CT-SATC). A Figura 4 apresenta os resultados das análises mineralógicas dos fileres.

As quantidades percentuais mostradas na Figura 3 são estimadas pelo software, com base as alturas relativas dos picos das cartas padrão. Além disso, é apresentada uma base de 100%, excluindo-se materiais na forma amorfa. No gráfico, “pp” significa possível presença.

Com a análise mineralógica das cinzas contendo 50% Cinza volante e 50% Cinza de fundo (Figura 3-B), constatou-se a presença de Quartzo, Mulita e Hematita, os mesmos minerais encontrados na análise das cinzas consideradas puras, com

100% Cinza volante e 100% Cinza de fundo. O teor de materiais cristalinos é equivalente em ambas as cinzas, porém, para as cinzas volantes, o teor de Mulita é maior e o teor de Quartzo é menor.

A presença de mulita nas cinzas é resultado das reações que ocorrem durante a combustão do carvão. O quartzo, por sua vez, está presente no carvão precursor e não funde nas condições de queima nas usinas termelétricas. A presença de hematita e magnetita nas cinzas é decorrente da oxidação de sulfetos de ferro na forma de pirita, normalmente presente na marcassita e pirrotita presentes no carvão queimado (RHODE *et al.*, 2006).

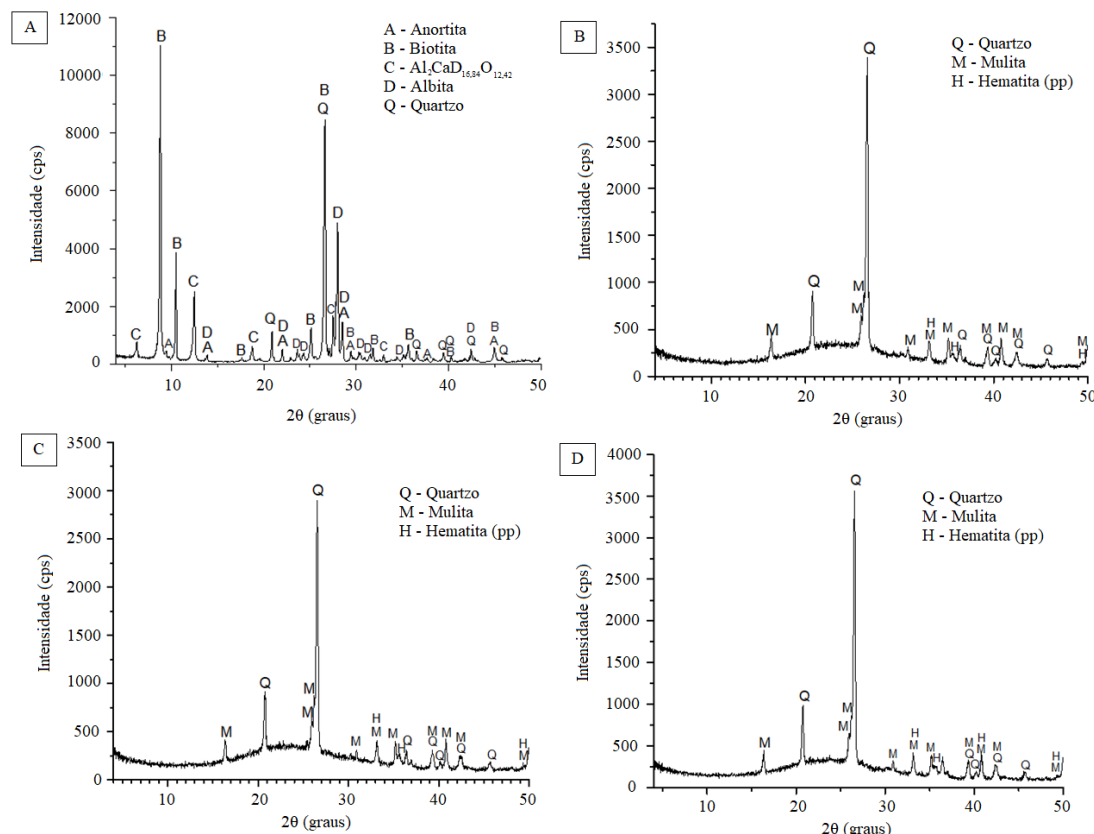


Figura 3: Análise mineralógica DRX (A) Pó de pedra, (B) 50% Cinza volante + 50% cinza de fundo, (C) Cinza volante e (D) Cinza de fundo.

A composição química relacionada aos elementos majoritários presentes nas amostras foi realizada no Centro Tecnológico da SATC (CT-SATC). Inicialmente, as amostras foram submetidas ao teste de perda ao fogo (PF) de acordo com a norma ASTM D7348-07. Esse teste tem como objetivo eliminar os materiais orgânicos e a água na constituição presentes no material.

Componentes	Fíleres analisados (% massa)			
	Pó de Pedra	50% Cinza volante + 50% cinza de fundo	Cinza volante	Cinza de fundo
SiO ₂	53,602	58,483	60,258	58,911
Fe ₂ O ₃	14,505	7,378	7,214	6,999
Al ₂ O ₃	10,928	20,129	19,865	19,624
CaO	8,080	2,596	2,874	1,785
MgO	3,260	0,624	-	0,609
K ₂ O	2,576	4,235	4,600	4,298
TiO ₂	1,228	1,480	1,603	1,539
SO ₃	0,435	0,777	0,806	0,217
MnO	0,252	0,033	0,040	0,035
ZrO ₂	0,102	0,111	0,102	0,126
V ₂ O ₅	0,073	0,103	0,089	0,086
SrO	0,055	0,028	0,027	0,027
ZnO	0,042	0,062	0,073	0,044
Cr ₂ O ₃	0,033	0,049	0,077	0,041
Na ₂ O	2,311	0,639	0,673	0,857
Rb ₂ O	-	0,028	0,028	0,028

Y ₂ O ₃	-	0,020	0,020	0,018
PbO	-	0,013	0,017	0,008
Perda ao fogo	2,519	3,213	1,634	4,747

Tabela 1: Composição química majoritária dos fileres.

Analisando os resultados dos ensaios de Fluorescência de raios-X, conforme demonstrado na Tabela 1, verificou-se que o pó de brita apresentou 53,602% de SiO₂, o que justifica a má adesividade observada nos ensaios de caracterização dos agregados pétreos.

As principais diferenças nas composições das cinzas, sem qualquer tratamento, estão nos conteúdos de Al, Si, Fe e perda ao fogo (PF). Dentre esses elementos, a maior diferença está na concentração de material incombusto contido nas cinzas de fundo, determinada pela perda ao fogo (PF).

Os elementos que se apresentaram com em abundância e são denominados componentes maiores são: Sílica (SiO₂), Alumina (Al₂O₃), Óxido de Ferro (Fe₂O₃), Óxido de Cálcio (CaO) e Carbono (C). Porém, existem outros elementos, denominados elementos-traços, como por exemplo Zinco, Cobre, Cromo, Chumbo, Mercúrio, Fósforo, entre outros, que são responsáveis pelo potencial tóxico da cinza. Essa predominância de óxido de silício e alumínio é que confere o caráter pozolânico, enquanto que a estrutura amorfa da cinza facilita a solubilização da sílica e alumínio para que possa reagir com o óxido de cálcio livre. As características químicas das cinzas estão ligadas ao tipo de carbono que as originou e as transformações que ocorrem conforme a temperatura de queima, portanto, trata-se de um produto bastante heterogêneo (MALLMANN, 1996).

As análises texturais das amostras foram realizadas no CT-SATC, no Laboratório de Captura de CO₂. Foi utilizada a técnica de adsorção de nitrogênio (N₂). As técnicas de adsorção de gases utilizadas para determinação dessas estruturas consistem na determinação da quantidade de adsorbato, necessária para formar uma camada monomolecular (monocamada) sobre a superfície a ser medida. Utilizam-se em geral, para este fim, isotermas desenvolvidas por BET (BRUNAUEER *et al.*, 1938). A partir da equação desta isoterma o número necessário de moléculas para formar uma monocamada pode ser avaliado e, como a área ocupada pela molécula é conhecida (ou estimada), pode-se então calcular a área específica do material. Este método também permite uma avaliação da porosidade do material.

Os resultados apresentados na Tabela 2 demonstram que o pó de pedra possui um maior diâmetro de poros e maior volume de poros. A porosidade exerce grande efeito nas propriedades mecânicas do material, tais como: resistência, dureza e deformação.

Além disso, a porosidade também influencia as propriedades físico-químicas, como características de dissolução e capacidade de retenção de água. Em relação às propriedades de transporte, a porosidade afeta a condutividade térmica, difusão de aromas e componentes de baixo peso molecular.

Amostra	Área Superficial (m ² /g)	Volume de poros (cm ³ /g)	Diâmetro médio de poros (Å)
Cinza de fundo	1,454	0,013950	88,44
Cinza volante	6,311	0,003170	87,24
50% Cinza volante + 50% Cinza de fundo	3,933	0,009819	99,84
Pó de pedra	3,052	0,012850	168,4

Tabela 2: Composição química majoritária dos fileres.

Conforme mencionado por Barra (2009), os sólidos porosos têm uma excelente capacidade de adsorção. Portanto, os fileres que possuem alta porosidade terão a capacidade de adsorver uma maior quantidade de ligante betuminoso, o que teoricamente resulta em uma ancoragem mais firme das partículas e, conseqüentemente, um aumento da rigidez do material.

É importante observar que durante a produção das misturas asfálticas, a fase de secagem nem sempre é totalmente eficaz, o que pode resultar na presença de uma fração de água alojada nos poros, dificultando a adesão completa. Além disso, uma quantidade significativa de ligante betuminoso é mobilizada para cobrir essa superfície desenvolvida e não contribui mais para a adesão aos agregados, o que aumenta a porosidade da mistura. Nesse contexto, a presença de água pode acentuar o processo de desagregação.

A determinação da dureza dos fileres se fez necessário para justificar os comportamentos observados durante a campanha experimental da presente pesquisa, o procedimento para determinação do mesmo foi realizado através da literatura, visto a grande dificuldade de se obter a dureza através os métodos convencionais devidos seus grãos serem frágeis conforme mencionado anteriormente. Os resultados obtidos por meio dessa estimativa estão apresentados na Tabela 3.

Amostra	Dureza estimada
Cinza de fundo	7,13
Cinza volante	7,17
50% Cinza volante + 50% Cinza de fundo	7,15
Pó de pedra	6,08

Tabela 3: Estimativa da dureza dos fileres.

Ao analisar as durezas estimadas, observa-se que o valor estimado para o pó de pedra apresenta uma pequena variabilidade em comparação com as durezas das cinzas. Entre as cinzas, a cinza volante apresenta a maior dureza estimada. Essa maior dureza pode ser justificada pelo fato de que sua composição predominante é Al_2O_3 e SiO_2 , cujas durezas são em torno de 9 e 7 Mohs, respectivamente. A dureza está diretamente relacionada às forças de ligação entre átomos, íons ou moléculas.

Resultados e Discussão

A escolha da metodologia francesa para a formulação das misturas asfálticas estudadas foi motivada pelos critérios de avaliação rigorosos e pelas técnicas e tecnologias de ensaios disponíveis nessa abordagem. A metodologia francesa permite simular os esforços aplicados sobre os materiais de forma mais realista, aproximando-se das condições encontradas no campo. Além disso, há uma relação estreita entre as práticas de campo e laboratório, o que garante maior confiança aos resultados obtidos. Essa abordagem visa assegurar a qualidade e o desempenho das misturas asfálticas, levando em consideração os requisitos específicos do ambiente de aplicação.

A definição dos teores de ligante utilizados na pesquisa foi inicialmente baseada no trabalho de Eing (2018), que estabeleceu os teores de 4,54 %, 4,70 % e 4,86 %. No entanto, durante uma campanha experimental da presente pesquisa, utilizando a PCG (Prensa de Compressão Giratória), foram observados resultados promissores indicando a possibilidade de trabalhar com teores de ligante menores, a fim de melhorar os resultados já obtidos, bem como de reduzir o consumo de ligante, tendo sido incorporado o teor de 4,22 % à série.

O ensaio de PCG visa verificar a habilidade de compactação das misturas asfálticas, a partir do uso da Prensa de Compactação por Cisalhamento Giratória (PCG) (AFNOR NF P 98-252, 1999), impondo uma compactação lenta e isotérmica sob compressão estática, executada por um movimento giratório (cisalhante) de uma face em torno do eixo de simetria aplicando um ângulo α , o ensaio foi realizado com o equipamento da série PCG-3, disponibilizado pelo LTP-EPUSP. Neste ensaio foram produzidos 30 corpos de provas, sendo 3 corpos de provas para cada teor estudado; os resultados médios obtidos nos ensaios estão apresentados nas Figura 4.

Com base na Figura 4, é possível observar que, nesta pesquisa, foram realizadas misturas convencionais com um único teor de ligante de 4,70 %. Essa escolha foi feita com base no estudo de Siroma (2018), que realizou ensaios experimentais para o mesmo tipo de misturas com formulações contendo teores de ligante de 4,22 %, 4,54 % e 4,86 %.

Para as misturas asfálticas do tipo BBSG, as prerrogativas normativas estabelecem a aferição do teor de vazios a 80 giros a compactação giratória e deve estar dentro do intervalo de 4,0 % a 9,0 %. Na Figura 4, os limites normativos são representados pelos alinhamentos denominados limite superior e limite inferior BBSG.

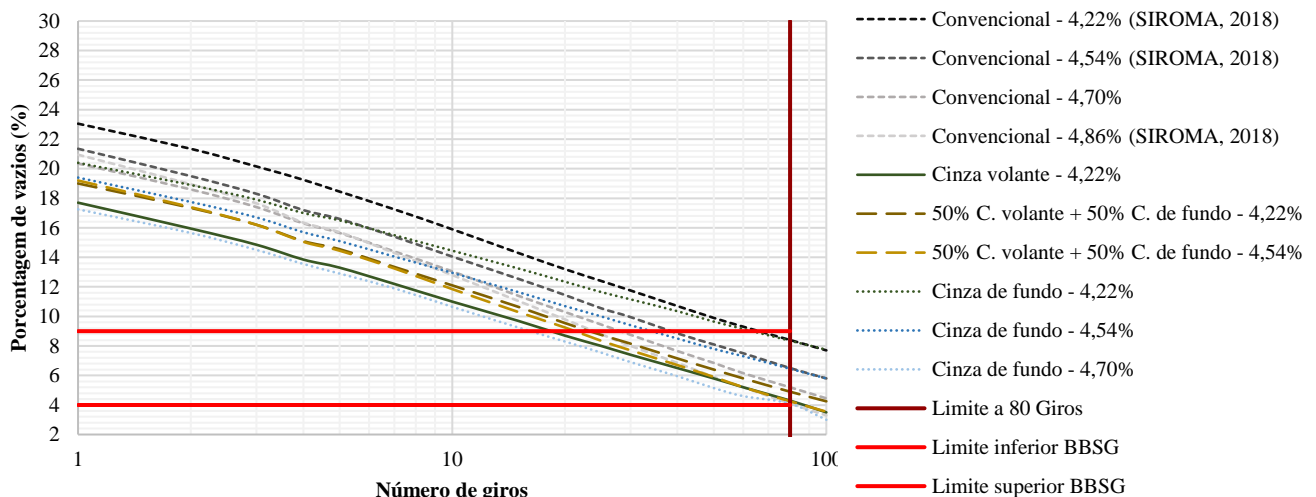


Figura 4: Resultados dos ensaios de PCG.

Observados os limites normativos, as misturas que não se enquadrarem nesse limite, apresentando teores inferiores ao valor mínimo determinado pela norma em 4 % são consideradas reprovadas. Esses resultados comprovam que as misturas asfálticas demonstrariam, em campo, uma habilidade de compactação indesejada, ou seja, com uma diminuição excessivamente precoce dos vazios, situação que poderia ter ocorrido o potencial de deformação permanente e até mesmo de exsudação no campo.

Em análise à Figura 4, é possível constatar que a morfologia e a textura dos granulares têm uma forte influência na habilidade de compactação das misturas asfálticas. Observando que os materiais graníticos possuem características herdadas pela rocha-mãe e que podem ser um pouco modificadas pelas técnicas de britagem, os mesmos apresentam um formato predominantemente subangular e superfície áspera ou rugosa, favorecendo o intertravamento granular e resultando em misturas asfálticas mais estáveis.

Analisando as características mineralógicas das cinzas testadas, observa-se, de forma geral, que as cinzas volantes são constituídas predominantemente por material vítreo de natureza sílico-aluminosa e em menor proporção de compostos cristalizados. Essa morfologia das partículas, conforme mencionado por Rhode *et al.*, (2006), varia de acordo com as condições de queima. Portanto, as cinzas volantes provenientes da combustão de carvão pulverizado contêm predominantemente partículas esféricas, com pequenas quantidades de cenosferas e partículas irregulares, conforme já observado na caracterização das cinzas, conferindo a essas misturas uma maior densificação.

Quanto às cinzas de fundo, estas são constituídas por uma fase vítrea sílico-aluminosa e associadas ao Carbono na fase amorfa. As características morfológicas são apresentadas como partículas transparentes arredondadas e irregulares, partículas opacas angulosas a subangulosas e, finalmente, formas esféricas. Essas características, quando comparadas à morfologia das cinzas volantes, justificam o comportamento dessas misturas, apresentando um melhor embricamento dos granulares e resultando em um maior volume de vazios.

A sensibilidade elevada comprova a importância que a interação entre os granulares exerce no comportamento das misturas asfálticas. Ao analisar a mesma adição de teor de ligante entre amostras com adição de cinzas e as misturas convencionais, nota-se uma menor formação de vazios nas primeiras, corroborando os resultados da caracterização morfológica já apresentada. Além disso, ao observar a Figura 4, fica evidente que o aumento do teor de ligante ocasiona uma maior compactação das misturas asfálticas. Isso se justifica pelo aumento da lubrificação gerada entre os granulares devido ao acréscimo de ligante, resultando em uma maior acomodação das partículas.

Após a conclusão dos ensaios de PCG, foi avaliada a resistência à sensibilidade à água das misturas asfálticas. Os resultados obtidos nesses ensaios são apresentados na Figura 5.

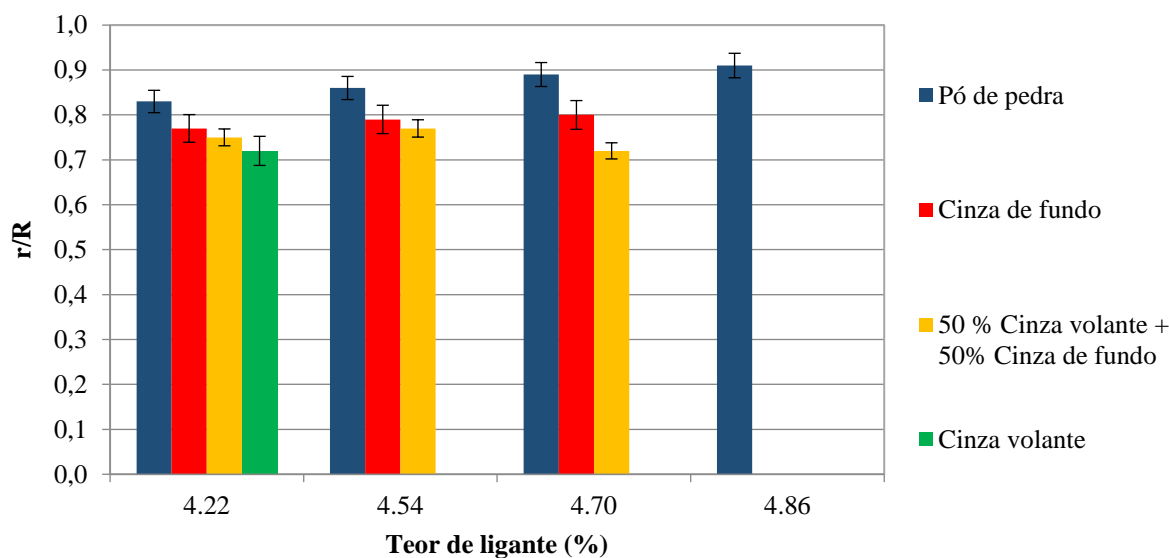


Figura 5: Resultados dos ensaios de Duriez.

Analisando os resultados obtidos, verifica-se que todos os teores das misturas estudadas foram aprovados, apresentando uma média superior ao valor mínimo estabelecido pela norma. Conclui-se, portanto, que as misturas estudadas não apresentaram uma redução superior a 30 % na resistência à resistência simples.

No entanto, é importante ressaltar que novamente a morfologia das frações granulares desempenhou um papel decisivo nos resultados obtidos, desta vez na relação r/R . Tanto as matrizes gnáissicas quanto as cinzas apresentam características quimicamente eletronegativas, com uma presença predominante de sílica, o que não contribuiu para uma boa resistência à ação deletéria da água em ambos os casos. Assim, a predominância da textura superficial rugosa e da forma subangular das partículas granulares gnáissicas proporciona uma melhor resistência aos esforços de cisalhamento gerados durante o processo de ruptura dos corpos de prova, em comparação com a condição textural parcialmente lisa e macrottextural arredondada das partículas cinzas estudadas. Vale ressaltar que a dureza observada para os grãos de cinza é equivalente à dos granulares gnáissicos.

Reitera-se, portanto, a necessidade do uso de agentes melhoradores de adesividade na composição dos traços das misturas estudadas em condições práticas de utilização.

O ensaio subsequente realizado foi o ensaio de deformação permanente, que consiste na avaliação da resistência das misturas asfálticas à formação de trilha de rodas. Este ensaio foi realizado nas misturas demonstradas na Figura 6, totalizando 20 placas moldadas, sendo duas para cada mistura estudada. Todas as misturas analisadas apresentaram resultados dentro das conformidades normativas nos ensaios que antecedem o nível 2 da metodologia francesa de formulação de misturas asfálticas. A Figura 6 ilustra um panorama geral das misturas asfálticas analisadas.

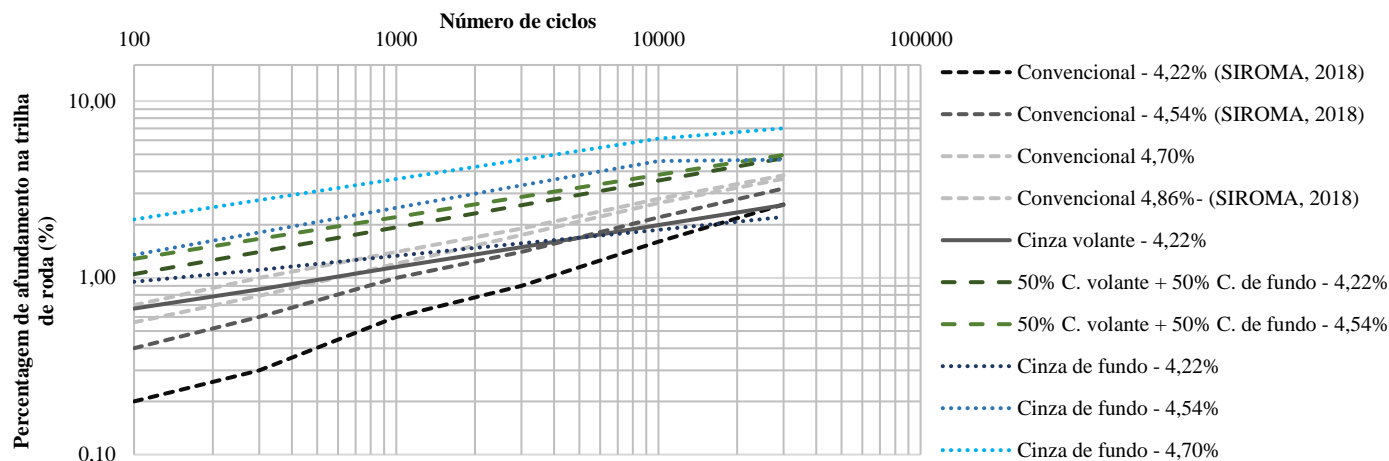


Figura 6: Resultados dos ensaios de Deformação permanente.

A mistura BBSG 0/14mm possui três classificações possíveis, determinada em função da percentagem de afundamento após 30.000 ciclos (AFNOR, 2007). De acordo com Barra *et al.*, (2010), as classes 2 e 3 são as que mais se assemelham ao contexto brasileiro, dependendo da região.

Ao analisar as misturas dosadas com o teor de ligante de 4,22 %, todas se enquadraram na classe 3, o que indica as melhores condições de resistência ao afundamento na trilha de roda para a categoria BBSG, ou seja, abaixo de 5,0 %. Além disso, com base nos resultados demonstrados na Figura 6, pode-se observar que quanto maior o teor de ligante asfáltico utilizado, maior será a deformação permanente encontrada na mistura asfáltica.

A partir dos gráficos apresentados, de forma geral, pode-se observar que os resultados encontrados se justificam de maneira semelhante às explicações para os resultados dos ensaios de PCG e Duriez. A morfologia e a rugosidade das partículas das cinzas utilizadas nesse estudo indicam que este material não é capaz de fornecer o mesmo grau de intertravamento entre as partículas em comparação com os granulares gnáissicos britados. Isso faz com que, na maioria das situações apresentadas, as misturas com cinzas sejam menos resistentes aos esforços de cisalhamento causados pela carga dinâmica constante aplicada em baixa frequência durante o ensaio.

No caso das misturas contendo 100 % de cinza volante e 100 % de cinza de fundo, é possível observar que foram obtidos valores próximos aos da mistura convencional. Isso ocorre porque o teor de ligante utilizado é baixo, o que indica uma menor lubrificação das partículas de cinza, especialmente nas mais arredondadas. Nesse caso, prevaleceu o intertravamento propiciado pelas partículas com macrotextura subangular e microtextura rugosa, levando em consideração a morfologia composta desses materiais, conforme as análises microscópicas apresentadas.

Em contrapartida, no caso da mistura contendo 50 % de cinza volante + 50 % de cinza de fundo, com o mesmo teor de ligante analisado (4,22 %), foi obtido um percentual de deformação permanente superior às demais misturas. Isso ocorre devido à maior concentração de partículas arredondadas, uma vez que essa mistura acumula contribuições das frações de cinza volante e cinza de fundo em uma mesma amostra. Isso a efetividade de intertravamento da composição, aumentando os níveis de deformação permanente.

O fato das misturas compostas com cinza apresentarem afundamentos ligeiramente menores do que a mistura convencional se deve à maior porosidade das frações de cinza em relação às frações de brita gnáissica. Essa maior porosidade permite uma maior absorção de ligante, reduzindo sua atuação lubrificante na mistura, principalmente nas partículas arredondadas de cinza. Isso contribui para uma maior estabilidade da mistura e menor deformação permanente.

Todas as misturas se enquadram na classe 3, exceto a mistura com adição de 100 % cinza de fundo no teor de ligante de 4,70 %. Isso significa que todas as misturas estão aptas a serem utilizadas nas condições mais severas de tráfego em situações práticas. As mesmas considerações comparativas se aplicam às dosagens com 4,70 % de ligante. Vale ressaltar que o percentual obtido de 7,01 % na trilha de roda para a mistura 100 % cinza de fundo a classifica na classe 2, de acordo com a metodologia francesa. Isso significa que o valor está na faixa situada entre 5,00 % e 7,50 %, inferior à classe 3, mas apta a ser utilizada em situações de tráfego em ambiente climático com elevado gradiente térmico.

Considerações Finais

Com base nos resultados apresentados pela campanha experimental realizada, é possível afirmar que os objetivos traçados para a pesquisa foram alcançados.

Nas caracterizações dos materiais no contexto eletroquímico, foi demonstrado que a condição predominantemente eletronegativa das matrizes gnáissicas e das cinzas silicosas não contribui para a formação de uma forte atração elétrica com o ligante hidrocarboneto. Isso ocorre devido à formação de uma intensa fase amorfa, a qual impede não apenas uma boa adesividade do conjunto granular-betume, culminando na má resistência à ação deletéria da água, mas também ratifica o caráter inerte destes insumos nas misturas asfálticas, sem qualquer contribuição significativa nos parâmetros de rigidificação dos mástiques formados.

Em outra perspectiva, é importante destacar que as características físicas são determinantes na contribuição das matrizes supracitadas no comportamento mecânico das misturas asfálticas. Foi observado que as curvas granulométricas compostas integralmente por partículas gnáissicas britadas apresentaram resultados superiores em geral. Isso se deve ao fato de que essas partículas possuem uma textura superficial rugosa e uma macrotextura subangular, em caráter regular. Por outro lado, as cinzas testadas encontraram uma variabilidade em suas composições, com presença parcial de superfícies lisas, elementos cenosféricos e macrotextura arredondada. Isso prejudica a formação de ângulos de atrito ao intertravamento global das partículas, o que dificulta a resistência efetiva aos esforços de cisalhamento causados pelas cargas aplicadas. É importante ressaltar que, mesmo que a dureza estimada de ambas as ocorrências tenha sido equivalente, as características morfológicas das partículas têm um impacto significativo no desempenho das misturas asfálticas.

Assim, é possível inferir que o bom comportamento mecânico de um material, notadamente as misturas asfálticas, não está diretamente relacionado apenas à resistência física propriamente dita, mas também às variáveis de forma de suas matrizes granulares.

Outrossim, cabe destacar que, para a obtenção deste êxito com as matrizes de cinza utilizadas, cuidados imprescindíveis prévios à formulação das misturas asfálticas devem ser tomados em cada caso, tais como: análise minuciosa da distribuição granulométrica, avaliação acurada da morfologia das partículas e, sobretudo, utilização de um percentual moderado do material na composição granulométrica das misturas, ou seja, abaixo de 10 %, no caso 6,0 %, com o intuito de diminuir a potencialização da ocorrência do fenômeno da deformação permanente. Do contrário, os riscos assumidos de insucesso são muito grandes, devido às características morfológicas de suas ocorrências.

Diante dos resultados obtidos e das análises efetuadas, é possível concluir que as matrizes estudadas de cinzas oriundas da queima do carvão mineral são viáveis tecnicamente para utilização em misturas asfálticas, abrindo inclusive a possibilidade de um mercado para a utilização em larga escala da cinza de fundo, atualmente sem destinação alguma aos serviços de beneficiamento de insumos, notadamente na região sul do Estado de Santa Catarina. Onde a mesma pode se beneficiar mais diretamente pela proximidade com a fonte produtora destes insumos, compreendendo acesso fácil e com menores distâncias de transporte, desde que sejam tomados os devidos cuidados técnicos já mencionados.

Agradecimentos

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Fundação de Amparo à Pesquisa e Extensão Universitária (FAPEU) pela concessão da bolsa de estudos à Estéfani Clara, bem como, à equipe do CTCL (Centro Tecnológico do Carvão Limpo), da SATC pela receptividade e pela parceria técnica realizada, o que possibilitou a execução dos estudos físico químicos deste trabalho. À equipe do Laboratório de Tecnologia em Pavimentação da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (LTP/EPUSP), pela disponibilização dos equipamentos, aliada a uma receptividade única, auxílio e ensinamentos.

Referências Bibliográficas

- Akinwumi, I.; Onyeiwu, M.; Epelle, P.; Ajayi, V. 2023. Soil Improvement Using Blends of Coal Ash and Plantain Peel Ash as Road Pavement Layer Materials. *Resources* 2023, 12, 41.
- Aquino, T. F.; Estevam S. T.; Corrêa G. R.; Marques C. R. M.; Melo A. R.; Marcelo R. R.; Pires M.; Hammerschmitt M.; Riella H. G. 2017. Síntese de zeólitas do tipo X a partir de cinzas volantes e de fundo de carvão mineral. V Congresso Brasileiro de Carvão Mineral.
- Bamigboye, G. O.; Bassey, D. E.; Olukanni, D. O.; Ngene, B. U.; Adegoke, D.; Odetoyan, A. O.; Kareem, M. A.; Enabulele, D. O.; Nworgu, A. T. 2021. Waste materials in highway applications: An overview on generation and utilization implications on sustainability. *Journal of Cleaner Production* 283, 124581.
- Barra, B. S. 2009. Avaliação da ação da água no módulo complexo e na fadiga de misturas asfálticas densas. Tese (Doutorado), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PPGEC), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 327 p.
- Barra, B. S. Momm, L. Brosseaud, Y. Hornych, P. 2010. Diretrizes para a formulação e avaliação do comportamento mecânico de misturas asfálticas. *Revista Pavimentação*, Ano V, Associação Brasileira de Pavimentação (ABPV), v. 17, p. 38-58.
- Brunauer, S.; Emmett, P.H.; Taylor, E. 1938. Adsorption of gases in multimolecular layers. *Journal of the American Chemical Society*. 60, 309-319.
- Eing, M. A. 2018. Análise da incorporação de cinza volante e pesada em dosagens de misturas asfálticas densas. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal de Santa Catarina. Joinville/SC.
- Esther, L. A.; Pedro, L. G.; Irune, I. V.; Flintsch Gerardo, F. 2020. Comprehensive analysis of the environmental impact of electric arc furnace steel slag on asphalt mixtures. *Journal of Cleaner Production* 275. 123121.

IEA. 2022. World Energy Outlook. International Energy Agency. Flagship report.

Kumar, P.; Shukla, S. 2022. Flexible pavement construction using different waste materials: a review. *Mater. Today.: Proc.* 65, 1697–1702.

Le, N. H., Razakamanantsoa A, Nguyen M-L, Phan VT, Dao P-L, Nguyen DH. 2018. Evaluation of physicochemical and hydromechanical properties of MSWI bottom ash for road construction. *Journal of Waste Management.* 80, 168-174.

Li J, Xiao F, Zhang L, Amirkhani SN. 2019. Life cycle assessment and life cycle cost analysis of recycled solid waste materials in highway pavement: a review. *Journal of Cleaner Production.* 233, 1182-1206.

Lu, W.; Yuan, H. 2011. A framework for understanding construction and demolition waste management studies. *Waste Manage.* 31 (6), 1252–1260. 011.

Majer, S., Budzinski, B., 2018. Utilization of recycled materials in road construction. Sofia. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference : SGEM 18 (4.2), 247e253.*

Mallmann, J. E. C. 1996. Estabilização pozolânica de cinzas volantes e pesada com cal dolomítica hidratada e areia, curadas pelos processos de autoclavagem e câmara à temperatura constante. *Dissertação, UFRGS, Porto Alegre, 164p.*

Meurer, P. 2015. Caracterização de materiais rochosos do norte de Santa Catarina para fins de aplicação em obras de pavimentação. *Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal de Santa Catarina. Joinville/SC. 92p.*

Mohanty, M.; Biswal, D. R.; Mohapatra, S. S. 2023. A systematic review exploring the utilization of coal mining and processing wastes as secondary aggregate in sub-base and base layers of pavement – Review. *Construction and Building Materials*, 368. 130408.

Omri MA, Modarres A. 2018. Emulsified cold recycled mixtures using cement kiln dust and coal waste ash-mechanical-environmental impacts. *Journal of Cleaner Production.* 199,101-111.

Pattanaik, M. L.; Choudhary, R.; Kumar, B.; Kumar, A. 2021. Mechanical properties of open graded friction course mixtures with different contents of electric arc furnace steel slag as an alternative aggregate from steel industries. *Road Mater. Pavem. Design* 22 (2), 268–292.

Rhode, G. M.; Zwonok, O.; Chies, F.; Silva, 2006. N.I.W. Cinzas de carvão fóssil no Brasil – Aspectos técnicos e ambientais. vol.1 Porto Alegre: CIENTEC.

Sarbak, Z; Stanczyk, A. Kramer-Wachowiack, M. 2004.Characterization of surface properties of various fly ashes. *Powder technology.*, v.145, p.82-87.

Siroma, R. S. 2018. Avaliação da deformação permanente em misturas asfálticas densas formuladas com areia descartada de fundição (ADF). *Dissertação.* 196 p.

Wang, D.; Tawka, M.; Indraratna, B.; Heitor, A.; Rujikiatkamjorna, C. 2019. A mixture of coal wash and fly ash as a pavement substructure material. *Transportation Geotechnics*, 21, 100265.

Wozuk A, Bandura L, Franus W. 2019. Fly ash as low cost and environmentally friendly filler and its effect on the properties of mix asphalt. *Journal of Cleaner Production.* 235, 493- 502.

Yue, Y.; Abdelsalam, M.; Khater, A.; Ghazy, M. 2022. A comparative life cycle assessment of asphalt mixtures modified with a novel composite of diatomite powder and lignin fiber. *Construction and Building Materials* 323. 126608.

Ziari, H.; Zalnezhad, M.; Ziari, M. A.; Amiri, E. N. 2022. Substitution of the natural aggregate filler by coal waste powder (CWP) in microsurfacing surface treatment: Mix design and performance evaluation. *Construction and Building Materials* 354, 129132.

ANÁLISE DA GESTÃO DOS RESÍDUOS DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE RORAIMA – CAMPUS PARICARANA E PROPOSTA DE GERENCIAMENTO DE ALTERNATIVAS VIÁVEIS

1Ariane Amorim, 2Pedro Alves da Silva Filho

1Universidade Federal de Roraima - UFRR, e-mail: arianeamorim015@gmail.com; 2Universidade Federal de Roraima, e-mail: pedroasfilho@yahoo.com.br;

Palavras-chave: Gerenciamento; Resíduos sólidos; Campus.

Resumo

O gerenciamento adequado dos resíduos apresenta grande importância para o desenvolvimento sustentável das cidades, porém as cidades brasileiras ainda enfrentam problemas quanto a esse gerenciamento, havendo ainda a presença de lixão na maioria dessas cidades. A disposição em lixões simboliza problemas graves, contaminando o solo das proximidades, e significando ainda riscos de contaminação aos lençóis freáticos localizados nas suas proximidades. Além disso, o descarte indevido dos resíduos pela sociedade em geral pode causar transtornos à população, contaminando o ambiente onde o descarte inadequado ocorre.

A ausência da educação ambiental configura-se como o fator principal desse cenário, dificultando a implantação de ações voltadas ao gerenciamento adequado dos resíduos, além de dificultar o conhecimento da população quanto à legislação ambiental vigente, a fim de que estes lutem pelos seus direitos e cumpram os seus deveres.

A Política Nacional dos Resíduos Sólidos – PNRS (2010) busca regulamentar a gestão dos resíduos no Brasil, prevendo a criação de Planos Municipais de Resíduos Sólidos, a fim de disseminar a preocupação ambiental quanto aos resíduos, prevendo a minimização dos resíduos como um de seus focos e sugerindo a propagação da educação ambiental na sociedade como um todo.

Algumas regiões brasileiras apresentam dificuldades maiores quanto à gestão dos seus resíduos em relação às outras, são estas as regiões Norte e Nordeste, onde os municípios encontram-se distantes uns dos outros, além de apresentar dificuldades na ligação com as outras regiões brasileiras, pois suas estradas apresentam limitações.

A cidade de Boa Vista, capital do Estado de Roraima, encontra-se em situação semelhante à maioria das cidades brasileiras, onde o lixo gerado ainda é disposto em lixões a céu aberto, sem uma separação preliminar, havendo apenas um transporte de todos os resíduos para o lixão, sem a existência de coleta seletiva. Os resíduos sólidos urbanos gerados pela Universidade Federal de Roraima – UFRR, Campus Paricarana são coletados pela Prefeitura de Boa Vista.

Sabendo-se que as universidades são responsáveis pela formação de novos pensadores e influenciadores da sociedade, esta pesquisa busca ajudar a Universidade Federal de Roraima a caracterizar os seus resíduos, tendo como estudo de caso o Campus Paricarana. A caracterização dos resíduos gerados pelo Campus foi realizada através do ensaio de quarteamento, onde pode-se descobrir os percentuais de cada categoria de resíduos, em seguida gerou-se gráficos com a composição gravimétrica para melhor compreensão dos dados coletados, além disso gerou-se uma proposta de gerenciamento após a análise dos dados computados através da coleta de amostras, gerando então características como o peso específico e composição gravimétrica.

Introdução

O gerenciamento dos resíduos sólidos é uma das condições fundamentais para o desenvolvimento sustentável das cidades. A amplitude dos programas de gerenciamento pode gerar economia aos cofres públicos, renda para famílias carentes, benefícios ao meio ambiente, dentre outros. O gerenciamento da maneira adequada não é presente na maioria dos municípios brasileiros, causando transtornos à saúde da população e ao meio ambiente, tais como inundações decorrentes do descarte de resíduos em logradouros, proliferação de vetores transmissores de doenças através do acúmulo de água nos resíduos descartados incorretamente. Conhecendo-se a necessidade de adequação das cidades brasileiras, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei nº 12.305/2010 tem o objetivo de regulamentar a gestão desses resíduos, prevendo prazos para que todos os municípios produzam Planos Municipais de Resíduos Sólidos – PMRS, os quais podem ser integrados aos Planos Municipais de Saneamento Básico – PMSB. Tais Planos incluem um estudo de caso para o conhecimento da realidade municipal e, posteriormente, uma geração de proposta de gerenciamento dos resíduos adequada.

O Estado de Roraima ainda apresenta dificuldades no gerenciamento dos resíduos sólidos, porém os planos de saneamento básico dos municípios do estado estão em formulação através de uma parceria entre a Funasa e a Universidade Federal de Roraima, estes planos incluem planos de resíduos sólidos, onde espera-se que essa dificuldade de gerenciamento seja sanada. A Universidade estudada não apresenta plano de gerenciamento para os seus resíduos, e sua coleta é realizada através de parceria com a Prefeitura Municipal de Boa Vista.

A má gerência dos locais de disposição final dos resíduos aliada à falta de políticas sociais que atenda a população que vive à margem da sociedade, possibilita a permanência de famílias carentes nos lixões, segregando-as socialmente e expondo-as a riscos de contaminação pelos resíduos ali dispostos, pois por muitas vezes essas pessoas disputam os restos de

alimentos ali presentes com animais como urubus, ratos, cachorros. Além disso, muitas dessas famílias não possuem residências, estabelecendo-se então em barracos construídos no terreno do lixão.

Esses problemas ambientais e sociais estão ligados à falta de educação ambiental, fator que justifica a falta de conscientização da população urbana, causando esse descarte irregular de resíduos que gera inúmeros problemas urbanos como as enchentes citadas anteriormente. A ausência da educação ambiental também favorece o não esclarecimento da população quanto à legislação ambiental vigente, impedindo assim que esta exerça as suas obrigações, e cobre os seus direitos do poder público. Além disso, é importante ressaltar a falta de políticas sociais, desenvolvidas pelo poder público, voltadas à população que vive às margens da sociedade.

Material e Métodos

A área de estudo compreende a cidade de Boa Vista, capital do estado de Roraima, situado na região Norte do Brasil. A pesquisa foi realizada na Universidade Federal de Roraima – UFRR, Campus Paricarana. Para os procedimentos técnicos, serão feitas pesquisas bibliográficas, experimental e estudo de caso. A pesquisa bibliográfica é de suma importância, visto que “a má qualidade da revisão da literatura compromete todo trabalho” (MAZZOTTI, 2006). Por isso, a revisão será feita utilizando a literatura usada para embasar os manuais existentes, para que possa ser feita uma análise de conteúdo. A Figura 01 a seguir mostra o Campus Paricarana da Universidade Federal de Roraima (UFRR) localizado em Boa Vista – RR.



Figura 01: Campus Paricarana da UFRR em Boa Vista - RR.

Fonte: os autores (2018).

Os materiais utilizados em todas as etapas foram cedidos pela Universidade em estudo. O objeto das amostragens foi representado pelos resíduos coletados em toda a área do campus universitário em estudo. A pesquisa foi realizada em três etapas básicas, sendo elas: revisão bibliográfica e coleta de dados; coleta, separação e realização do ensaio de quarteamento no campus universitário proposto; cálculo do peso específico e per capita gerado no Campus Paricarana da UFRR. O ensaio de quarteamento é detalhado na Figura 02 a seguir:

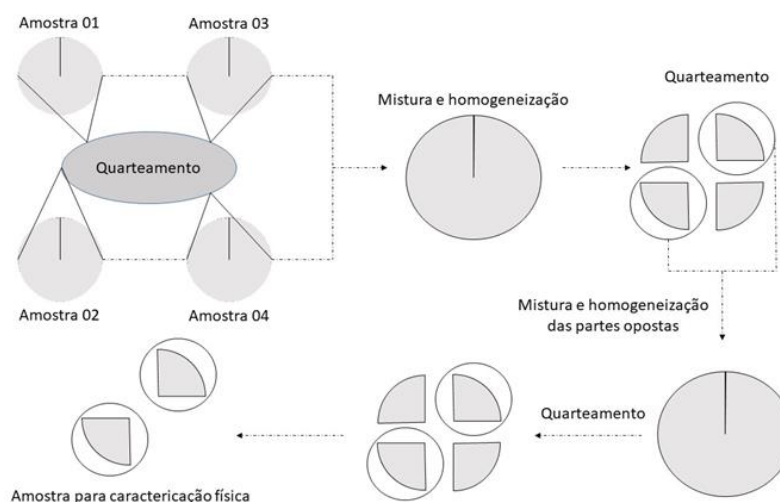


Figura 02: Ensaio de quarteamento.

Fonte: os autores (2018).

O ensaio de quarteamento foi realizado em todos os Centros, Institutos e Núcleos e Reitorias, atendendo a demanda de análises do campus universitário e a norma da ABNT 10007/2004, para realização do respectivo ensaio. O ensaio foi realizado nos pontos de coleta dos RS Universitários, de cada Centro ou Instituto ou Núcleo e Reitorias da Universidade participante. Os RS Universitários foram separados em 04 (quatro) bombonas de 62 litros cada, que após a separação e pesagem, foram depositados sobre uma lona plástica preta no interior de um retângulo formado por régua de madeira com as dimensões de 4,00 m x 2,00 m, tendo como finalidade a execução do processo de homogeneização e quarteamento. Inicialmente foram rasgados os sacos plásticos manualmente, os resíduos foram misturados e espalhados na lona plástica tornando-se uma amostra homogênea (amostra obtida pela melhor mistura possível das alíquotas dos resíduos – ABNT/NBR 10.007, 2004). As Figuras 03 e 04 abaixo mostram o ensaio de quarteamento sendo realizado.



Figura 03: Resíduos após o ensaio de quarteamento.
Fonte: os autores (2018).



Figura 04: Resíduos segregados após o quarteamento.
Fonte: os autores (2018).

Em seguida foi realizado o procedimento de quarteamento, que constituiu na separação do total de resíduos, cerca de 16 kg, em quatro partes de aproximadamente 4 kg cada. Em seguida, descartaram-se duas partes diametralmente opostas, e as outras duas partes restantes, foram novamente homogeneizadas e o processo de quarteamento foi repetido até que se obteve o volume final desejado – uma amostra com aproximadamente 20 kg de RS Universitário. Após a coleta da amostra, o resíduo excedente do quarteamento foi reencaminhado para os pontos de coleta de origem. Após separados, os materiais foram colocados nas bombonas e pesados, em seguida fez-se o cálculo da porcentagem sobre o peso total, obtendo-se então a porcentagem de cada material, o que corresponderá ao que chamaremos de composição gravimétrica do ponto estudado.

Os resíduos sólidos universitários utilizados nos ensaios realizados nessa pesquisa foram coletados nos pontos de coleta de resíduos pré-definidos pela própria universidade. Esses pontos são mostrados na figura 05 abaixo:

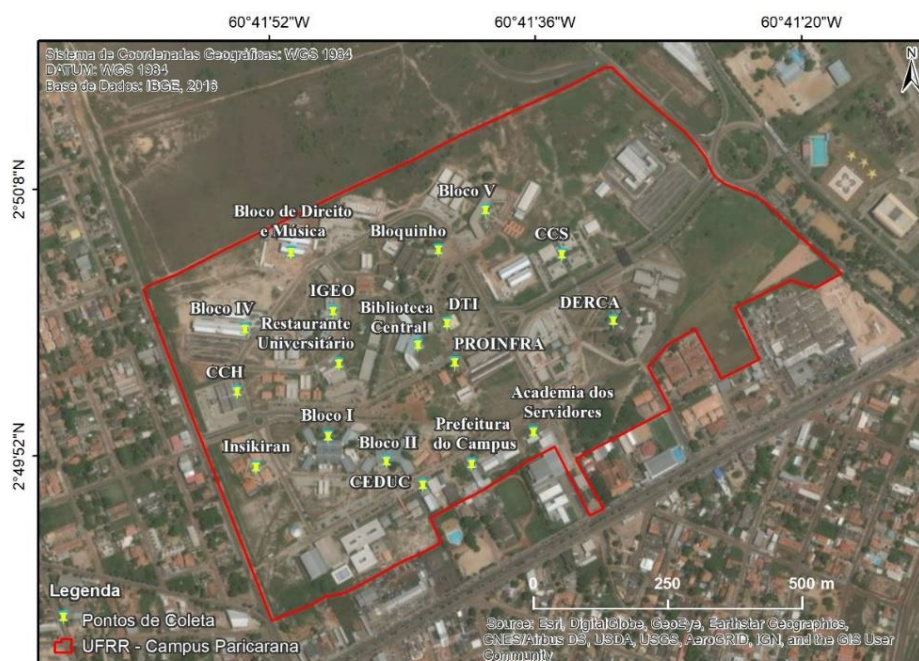


Figura 05: Pontos de coleta de resíduos.
Fonte: os autores (2018).

Resultados e Discussão

Os ensaios para caracterização foram realizados em três dias diferentes de coleta, sendo estes dias coincidentes com a coleta realizada pela empresa responsável (segunda-feira, quarta-feira e sexta-feira). Os mesmos foram realizados várias vezes a fim de que se encontrem-se parâmetros que mostrem a realidade do local de estudo, já os dias de coleta de amostras foram escolhidos pela quantidade representativa desses dias, já que os resíduos geralmente são retirados nos dias de coleta pelos responsáveis pela limpeza de cada prédio. Além disso, as amostras foram coletadas nos pontos de coleta utilizados pela coleta convencional existentes no Campus.

Após a realização dos ensaios, calculou-se o valor do peso específico para cada um dos pontos de coleta, e posteriormente calculou-se o valor do peso específico aparente médio, a fim de que se pudesse determinar o peso específico aparente dos resíduos gerados no Campus Paricarana. Como as coletas foram realizadas em 03 ensaios, fez-se o cálculo para cada um dos ensaios e posterior cálculo do peso específico aparente do Campus, conforme mostrado na Figura 06 a seguir:

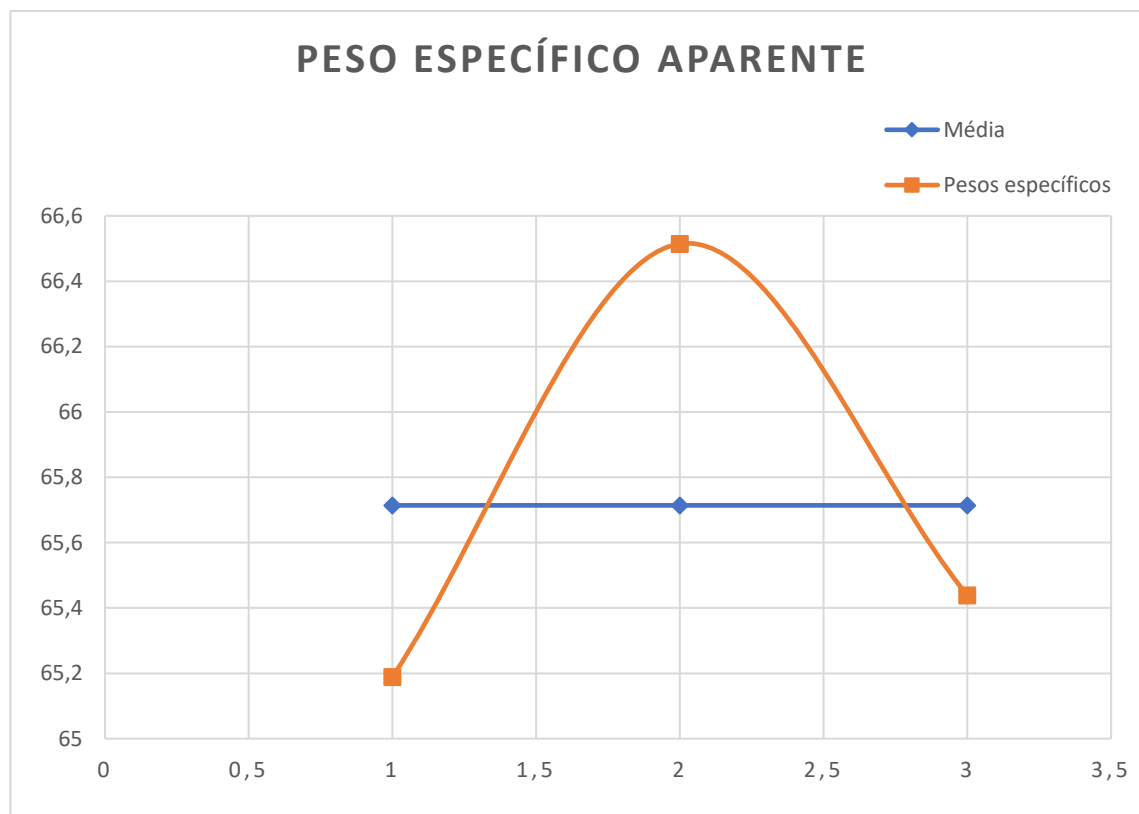


Figura 06: Gráfico do peso específico aparente do Campus Paricarana.

Fonte: os autores (2018).

O mesmo foi realizado para a determinação da composição gravimétrica, fazendo os ensaios de forma separada e realizando-se a média dos valores encontrados para que se pudesse conhecer a composição gravimétrica dos resíduos gerados pelo Campus Paricarana da Universidade Federal de Roraima. A composição gravimétrica resultante está expressa na Tabela 01 e na Figura 07 abaixo:

Tabela 01: Composição gravimétrica do Campus Paricarana.

Composição gravimétrica média geral total											
Ensaio	Resíduo orgânico	Plástico mole	Plástico duro	Metal	Papel / papelão	Tecido	Tetrapak	Madeira	Borracha	Isopor	Outros
1	32,58	13,24	9,28	2,45	34,86	1,03	1,98	0,14	0,22	0,90	3,33
2	36,56	12,95	8,60	2,67	32,55	1,02	1,50	0,10	0	0,58	3,47
3	33,01	13,58	10,19	3,17	32,09	1,19	2,20	0,06	0,29	1,18	3,03
Média	34,05	13,26	9,36	2,76	33,17	1,08	1,89	0,10	0,17	0,89	3,28

Fonte: os autores (2018).

COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA CAMPUS PARICARANA

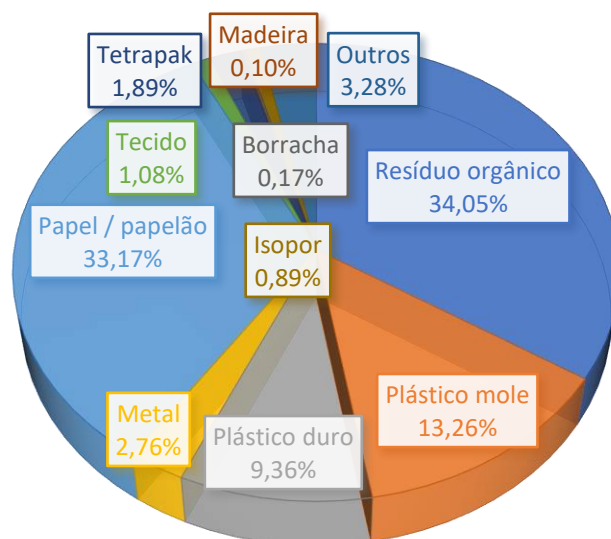


Figura 07: Gráfico com a composição gravimétrica do Campus Paricarana – UFRR.
Fonte: os autores (2018).

Pode-se observar que a maior parcela dos resíduos encontrados é composta por matéria orgânica, o que se dá pela presença dos alunos e trabalhadores no ambiente estudada, onde os mesmos realizam refeições, além disso, observa-se também uma presença significativa de papel/papelão, o que se dá pela presença dos prédios administrativos na unidade. Portanto pode-se observar que os resíduos encontrados possuem características semelhantes a dos resíduos sólidos domiciliares, onde há a presença significativa de compostos orgânicos na sua composição.

Posterior às análises do peso específico aparente e composição gravimétrica, realizou-se a determinação da taxa da geração per capita da população atendida. A geração per capita é um parâmetro extremamente importante para o gerenciamento adequado dos resíduos sólidos, pois possibilita a quantificação de resíduos gerados diariamente, gerando uma previsão para o dimensionamento de aterros sanitários e sua expectativa de funcionamento. O cálculo da geração per capita foi realizado da mesma forma que os parâmetros anteriores foram determinados, utilizando-se da média dos ensaios realizados, conforme apresentado na Figura 08 a seguir:

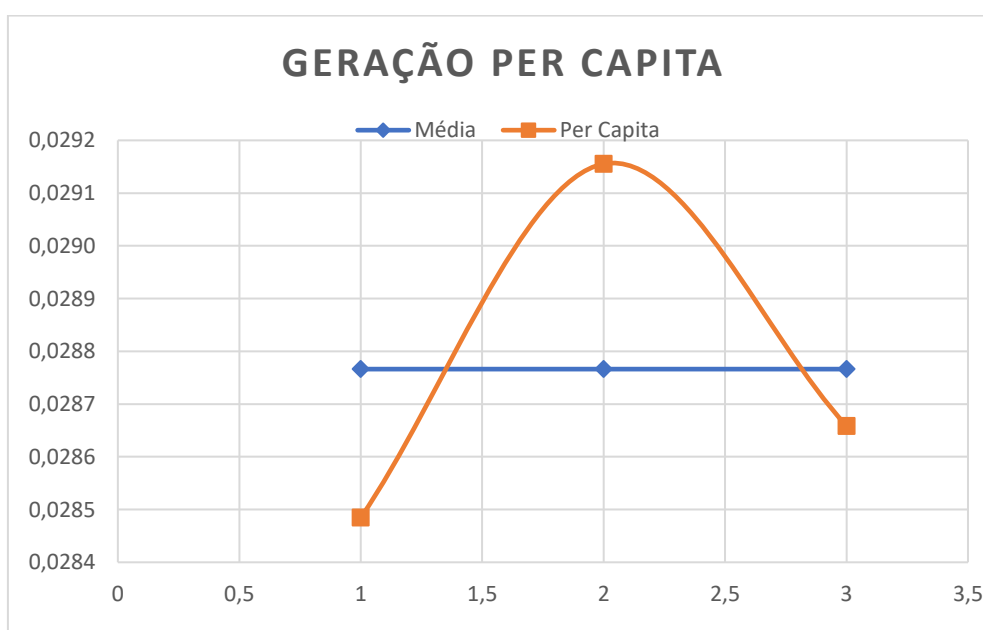


Figura 08: Geração per capita do Campus Paricarana.
Fonte: os autores (2018).

O valor encontrado para a geração per capita do Campus apresentou valor abaixo do definido pelo Manual do IBAM (2001), o que pode ser explicado por este ambiente ser de cunho profissional e não residencial, gerando então uma quantidade menor de resíduos diariamente do que o esperado para os resíduos sólidos domiciliares.

A partir dos dados coletados, montou-se uma proposta de gerenciamento dos resíduos sólidos gerados no Campus, dividindo-se em quatro etapas, onde a primeira etapa consiste no controle da geração dos resíduos, propondo-se que sejam realizadas ações de educação ambiental no ambiente universitário, a fim de desenvolver o despertar para a importância da redução da geração de resíduos, conforme a Lei nº 12.305/2010 que prevê como parte mais importante a conscientização da população sobre a redução da geração dos resíduos, devendo então alertar sobre a dificuldade para a gerência de volumes exacerbados de lixo, além da conscientização sobre a separação adequada dos mesmos, a fim de viabilizar a coleta seletiva e consequente reaproveitamento ou reciclagem dos resíduos que adequem às mesmas. Essa etapa deve ser realizada visando à diminuição no volume e peso do material a ser coletado pelo caminhão da coleta, além de possibilitar a geração de rendas para famílias carentes e cooperativas presentes no estado de Roraima.

A segunda etapa consiste na importância da implementação de uma coleta seletiva eficiente no Campus, essa coleta não precisa necessariamente ser realizada pela instituição, podendo ser firmada através de concessões e parcerias, onde a parte mais importante para essa etapa consiste na conscientização da população atendida para que a segregação dos resíduos seja realizada de forma correta, possibilitando então a coleta adequada dos mesmos.

A terceira etapa consiste na destinação adequada do lixo gerado no Campus, essa etapa depende diretamente das etapas anteriores, podendo ser implementada com eficácia apenas após a implantação das etapas anteriores, pois para o descarte dos resíduos e rejeitos ser adequado, deve-se segregá-los de maneira adequada e destinar os resíduos passíveis de reciclagem/reaproveitamento às cooperativas de reciclagem, e apenas os rejeitos devem ser encaminhados para o aterro sanitário da cidade.

Através do estudo da composição gravimétrica gerada nessa pesquisa, observa-se que mais de 60% dos resíduos gerados poderia ser reciclado ou reutilizado, simbolizando uma parcela significativa do volume levado ao lixão presente na cidade de Boa Vista – RR. Logo, sugere-se que os resíduos recicláveis gerados pela Universidade Federal de Roraima sejam segregados no descarte, e encaminhados a uma usina de reciclagem. O encaminhamento dos recicláveis a uma usina de reciclagem pode ser realizado através de convênios firmados pela Universidade com cooperativas ativas no Estado de Roraima, ou pode-se também criar uma usina de reciclagem em algum Campus desta, simbolizando uma oportunidade de desenvolvimento de pesquisa acadêmicas, além de possibilitar a geração de renda para jovens e adolescentes de famílias carentes, cumprindo o seu papel social e ambiental.

Já os resíduos orgânicos, que simbolizam mais de 30% dos resíduos gerados por este Campus da Universidade, devem ser encaminhados a usinas de compostagem, onde o resíduo será transformado em adubo e poderá ser utilizado em plantações de pequeno e grande porte. A realização da compostagem também pode ser firmada por convênios entre a UFRR e cooperativas, ou pode ser desenvolvida nas dependências dessa universidade.

A sugestão dessa pesquisa é de que os resíduos orgânicos sejam compostados em um local próximo às dependências do Restaurante Universitário – R.U., onde sugere-se a implantação de uma horta, para cultivo de hortaliças, possibilitando uma redução nos gastos com os legumes e verduras utilizados diariamente para o preparo das refeições servidas neste ambiente. Vale salientar que a matéria orgânica gerada no Campus apresenta valor significativo, porém nos resíduos coletados no ponto de coleta localizado próximo ao R.U. não houve a presença de material orgânico, isso deve-se à segregação desses resíduos nas dependências do próprio restaurante, supondo-se uma destinação diferente a dos demais para essa parcela de resíduos, onde a realização da compostagem nas dependências da universidade possibilitariam a destinação adequada desta parcela a princípio segregada. Esta sugestão também se deve ao custo oneroso deste restaurante aos gestores da universidade, levando até à retirada do subsídio nas refeições para muitos dos alunos dos seus Campi.

A PNRS (2010) dispõe sobre a disposição final de resíduos como a parcela não passível de nenhuma das formas de tratamento existentes ou economicamente viáveis para resíduos, esta parcela é representada pela denominação “outros” na composição gravimétrica, que pode ser denominada de rejeito.

A parcela encontrada de rejeitos nos ensaios de composição gravimétrica foi bem pequena, representando pouco mais de 1%, o que significa que aproximadamente 99% dos resíduos gerados neste Campus da UFRR e levados ao aterro sanitário de Boa Vista poderiam ser destinados a usinas de reciclagem e compostagem, diminuindo de maneira significativa o volume levado a esse local diariamente.

Quanto aos rejeitos deve-se implantar aterros sanitários conforme prevê a Lei, obedecendo todas as etapas de construção e estudo para a sua implantação devida, obedecendo etapas como a impermeabilização do solo, canalização para coleta e tratamento do percolato, canalização para queima do gás, dentre outros.

Frente a isso, é indicado que a UFRR realize todas as etapas indicadas anteriormente, reduzindo de maneira significativa o volume de RS gerado, além de cumprir seu papel social e ambiental, gerando renda e possibilitando uma durabilidade maior ao aterro sanitário presente na cidade de Boa Vista. Portanto, quanto aos rejeitos indica-se a continuidade da parceria firmada entre a Prefeitura do Campus e a Prefeitura de Boa Vista para esta coleta e disposição final dos rejeitos gerados no Campus Paricarana.

Considerações Finais

A análise dos resíduos coletados no Campus Paricarana da UFRR resultou em uma composição gravimétrica bem próxima a de composições gravimétricas para resíduos sólidos domiciliares, conforme o esperado após a leitura de trabalhos de pesquisa a respeito de caracterização física e química de resíduos gerados em universidades. Estes trabalhos citaram a diferença da composição gravimétrica em Campus com a presença de restaurantes universitários e cantinas, e Campus sem essa presença, ressaltando a presença exacerbada de material orgânico para os Campi que apresentaram restaurantes universitários.

Além da parcela significativa da matéria orgânica, pode-se ressaltar a parcela significativa de papel/papelão nos resíduos analisados, o que se deve à presença de ambientes administrativos no Campus, onde a presença e o consequente descarte desse material é muito comum. Portanto, a maior parcela dos resíduos gerados neste local é formada por recicláveis, o que se assemelha aos resíduos domiciliares, apresentando apenas cerca de 1% dos seus resíduos na categoria de rejeitos.

O Campus Paricarana necessita de políticas de educação ambiental, a fim de disseminar uma preocupação referente à destinação e disposição dos resíduos no meio ambiente, criando uma consciência na sociedade da importância dessas ações para que esta possa conhecer seus direitos e deveres na questão ambiental, além de possibilitar a implantação da coleta seletiva no Campus e talvez até na cidade de Boa Vista. A educação ambiental consiste no foco principal do gerenciamento de resíduos, somente com uma boa educação torna-se possível a implementação das ações posteriores, pois a coleta seletiva, por exemplo, depende de uma segregação adequada desses resíduos na fonte geradora. O peso específico encontrado na pesquisa obedeceu ao limite estabelecido na bibliografia consultada, apresentando-se dentro do esperado para os resíduos sólidos domiciliares, o que nos leva a mais um fator que exemplifica das características dos resíduos domiciliares e universitários.

Pode-se concluir então que o Campus Paricarana da Universidade Federal de Roraima apresenta resíduos com características próximas as de resíduos domiciliares, obtendo então alternativas de gerenciamento semelhantes a desses outros resíduos, onde deve-se realizar a segregação dos resíduos na fonte geradora, implantando a coleta seletiva e firmando parcerias com cooperativas de reciclagem e compostagem, destinando os resíduos da maneira adequada e dispondo em aterros sanitários os rejeitos gerados. Observa-se a existência de lixeiras adequadas à essa segregação, não existindo, porém, a devida implantação da coleta seletiva no Campus, além da não existência de parcerias com órgãos responsáveis por reciclagem e/ou compostagem.

Além disso, pode-se notar a existência de funcionários capacitados no Campus para o desenvolvimento de políticas de educação ambiental e do Plano de Resíduos Sólidos necessário aos órgãos públicos, podendo-se utilizar de profissionais das mais diferentes áreas, designando uma equipe multidisciplinar para tal.

Agradecimentos

Agradeço primeiramente a Deus, que sempre me deu forças para persistir e lutar pelos meus sonhos, além da oportunidade única de compartilhar esse sonho com um alguém tão especial, que há alguns anos olha por mim de um local próximo de Deus, meu avô, Anésio Carlos Amorim, tenho certeza que essa conquista também é dele, mesmo no plano espiritual. A minha mãe, Alessandra Esquivel Bressani, que sempre lutou para me possibilitar a oportunidade de realizar esse sonho, buscando me oferecer a melhor educação possível e incentivando a minha capacitação sempre. Além do meu pai, Alex Anderson Amorim, que me ajudou durante o período da faculdade e me incentivou na realização desse sonho. A toda a minha família, principalmente a minha avó, Alzira Menezes Amorim, que precisou lidar com a minha ausência em muitos momentos. Ao meu marido, Lucas Alfaia Benlolo Subrinho, que esteve comigo durante a realização deste trabalho sendo compreensivo com a minha ausência e me ajudando quando necessário. Aos meus amigos que durante cinco anos precisaram lidar com a minha ausência em muitos momentos e confraternizações, sempre de forma compreensiva e amável.

Agradeço também à Universidade Federal de Roraima – UFRR, aos professores do Departamento de Engenharia Civil, incluindo o Engenheiro Civil Walison Tomé Bríglia que já ocupou o cargo de professor substituto do Departamento, em especial ao meu orientador Prof. Dr. Pedro Alves da Silva Filho, pela oportunidade e por todos os conhecimentos transmitidos durante o período da graduação. Agradeço também ao Programa de Mestrado Profissional do Profágua pela oportunidade da publicação do artigo e participação no evento.

Referências Bibliográficas

AZAMBUJA, Eloisa Amábile de. **Proposta de gestão de resíduos sólidos – análise do caso de palhoça/sc**. Florianópolis, SC: Dissertação de pós-graduação - UFSC, 2002.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. Manual de Saneamento / Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. – 4. ed. – Brasília : Funasa, 2015.

_____. Ministério das Cidades. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa Nacional do Saneamento Básico / Ministério das Cidades. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro: IBGE, 2010.

_____. **Lei nº 12.305**, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Poder Executivo, Brasília, DF, 3 ago. 2010.

_____. **Lei nº 11.107**, de 6 de abril de 2005. Institui a Lei Federal dos Consórcios Públicos Brasileiros. Diário Oficial da União, Poder Executivo, Brasília, DF, 6 abril 2005.

BARROS, Aidil Jesus da Silveira. LEHFELD, Neide Aparecida de Souza. **Fundamentos de Metodologia: um guia para a iniciação científica.** 2. ed. São Paulo: Makron Books, 2000.

BIANCHETTI, Lucídio. MACHADO, Ana Maria Netto. **A bússola do escrever: desafios e estratégias na orientação e escrita de teses e dissertações.** São Paulo: Cortez, 2006.

BORTOLI, Mari Aparecida. **Catadores de materiais recicláveis: a construção de novos sujeitos políticos.** Florianópolis, SC: Revista Katál, 2009.

BROLLO, Maria José. SILVA, M. M. Política e gestão ambiental em resíduos sólidos. Revisão e análise sobre a atual situação no Brasil. In: **Anais do 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental; 2001.** ABES/AIDIS. 2001. CD-ROM.

CUNHA, Rosani Evangelista da. **Federalismo e relações intergovernamentais: os consórcios públicos como instrumento de cooperação federativa.** Brasília, DF: Revista do Serviço Público - RSP, 2004.

FIGUEIREDO, Fábio Fonseca. **Gestão dos resíduos sólidos no Brasil e seus reatamentos em Natal, Brasil.** Fortaleza, CE: Mercator, 2013.

GIL, Antonio Carlos. **Como elaborar projetos de pesquisa.** 5. ed. São Paulo: Atlas, 2010.

GODECKE, Marcos Vinícius. NAIME, Roberto Harb. FIGUEIREDO, João Alcione Sganderla. **O consumismo e a geração de resíduos sólidos urbanos no Brasil.** Santa Maria, RS: Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental - REGET, 2012.

JACOBI, Pedro Roberto. **Educação ambiental, cidadania e sustentabilidade.** In: **Cadernos de Pesquisa,** Fundação Carlos Chagas. Nº 118. São Paulo, SP: Autores Associados, Mar. 2003.

_____. BESEN, Gina Rizpah. **Gestão de resíduos sólidos em São Paulo: desafios da sustentabilidade.** São Paulo: Estudos avançados, 2011.

JULIATTO, Dante Luiz. CALVO, Milena Juarez. CARDOSO, Thaianna Elpídio. **Gestão integrada de resíduos sólidos para instituições públicas e ensino superior.** Revista GUAL, volume 04, nº 03, Páginas 170-193. Florianópolis, 2011.

Manual de Gerenciamento Integrado de resíduos sólidos / José Henrique Penido Monteiro...[et al.]; coordenação técnica Victor Zular Zveibil. Rio de Janeiro: IBAM, 2001.

MARTINS, Dileta Silveira. ZILBERKNOP, Lúbia Schiar. **Português instrumental** de acordo com as atuais normas da ABNT. São Paulo: Atlas, 2004.

MAZZOTTI, Alda Judith Alves. **A “revisão bibliográfica” em teses e dissertações: meus tipos inesquecíveis – o retorno in A bússola do escrever: desafios e estratégias na orientação e escrita de teses e dissertações.** São Paulo: Cortez, 2006.

MEDEIROS, João Bosco. **Redação científica: a prática de fichamento, resumos, resenhas.** 9. ed. São Paulo: Atlas, 2007.

MESQUITA JÚNIOR, José Maria de. **Gestão integrada de resíduos sólidos.** Coordenação de Karin Segala. – Rio de Janeiro: IBAM, 2007.

OLIVEIRA, Roberta Moura Martins. **Gestão e gerenciamento de resíduos sólidos urbanos: o programa de coleta seletiva da região metropolitana de Belém – PA.** Belém, 2012.

RICHARDSON, Roberto Jarry. **Pesquisa social: métodos e técnicas.** 3. ed. São Paulo: Atlas, 2012.

TAUCHEN, Joel. BRANDLI, Luciana Lorendo. **A gestão ambiental em instituições de ensino superior: Modelo para implantação em Campus universitário.** São Paulo: Gestão e Produção, 2006.

RECYCLING OF RICE HUSK IN POLYMERIC COMPOSITES: APPLICATIONS OF ROSIN AS A RENEWABLE ADDITIVE

1Michel Vinicius Flach, 2Fernando Dal Pont Morisso, 3Carlos Leonardo Pandolfo Carone, 4Vanusca Dalosto Jahno

1Universidade Feevale, e-mail: flachmichel@gmail.com; 2Universidade Feevale, e-mail: morisso@feevale.br; 3Universidade Feevale, e-mail: carloscarone@feevale.br; 4Universidade Feevale, e-mail: vanusca@feevale.br

Keywords: Mechanical Recycling, Rice Husk, Rosin.

Abstract

The application of lignocellulosic waste like rice husk (RH) as filler in polymeric composites is a sustainable solution for the management of natural resources. Rosin is a renewable material, used for modifying the properties of polymers, and acts as a compatibilizer between hydrophilic and hydrophobic materials. There are no reports in the literature of the application of rosin to modify the properties of low-density polyethylene (LDPE) and RH composites. In this context, the objective of the study was the development of composites of RH and LDPE, applying rosin as green additive to evaluate the modification of mechanical and physical properties of composites. The processing of the composites was carried out by a simplified injection molding process, for sample formulations with a fixed percentage of 20% of rice husk, using percentages of 0%, 5%, 10% and 15% of rosin. Based on the characterization results of the composites, it was verified that the addition of 5% of rosin improves the tensile strength, hardness and water absorption properties of the materials, compared to composites without rosin. However, with the percentage of 10% and 15% of the additive, there was a reduction in the evaluated properties. It was verified, therefore, that the addition of rosin as an additive modifies the properties of the composites, obtaining better results with the addition of 5% of the renewable additive.

Introduction

The application of biomass materials in polymeric composites is a research area with great development in recent years because of the potential advantages of these materials. Composites with addition of reinforcement natural fillers have attention for the reason of the modification of the polymer's properties, reduction of the environmental impact and reuse of lignocellulosic waste, for example (MORALES et al, 2021; NORHSNAN et al, 2021; GUNA et al, 2020; KUMAR et al, 2020). On the other hand, there are still challenges regarding material properties with lignocellulosic fillers, like the reduction of mechanical properties or the increase of water absorption, which limits its application (SADIK et al, 2021; TIGABE et al, 2021; SÁNCHEZ-SAFONT et al, 2020a; SUN et al, 2020).

The interest in the lignocellulosic fillers is related to their characteristics like biodegradability, low weight and low cost. However, regarding agricultural by-products, although having environmental and economic advantages that make them potential substitutes for non-renewable materials, the absence of applications is a worldwide reality, once they are considered wastes (KUMAR et al, 2019; MOHAMED et al, 2019; YIGA et al, 2019). One of the most abundant lignocellulosic agricultural wastes is RH, which is generated during the processing of raw rice, in an amount of around 20%. Rice production grows annually, as well the generation of the husk and, this amount of husk is usually eliminated by burning or burial, generating negative environmental impacts (GRYNCZAK, BERNADIN, 2019; SCHIRP, BARRIO, 2018; MOURA et al, 2018).

The application of RH waste is hampered by characteristics like its abrasion, irregular surface and, mainly, by the amount of silica in its composition. In this way, natural degradation in the soil being limited and causes environmental problems when large amounts are released over it. Also, its use as animal feed is not recommended because to the low nutritional value. So, the use in the agricultural sector is insufficient and alternatives are needed to mitigate environmental impacts (VARALA et al, 2019; THOMAS, 2018; HUNER, 2017). Lignocellulosic biomass materials like RH, have been the subject of research for application as filler in composites. In these works, there were observed some limitations with regard to compatibility with the polymer matrix and the filler, most of them related to the hydrophilicity of RH. The challenge, therefore, is the incorporation of large percentages of this hydrophilic filler into hydrophobic polymeric matrices (YAP et al, 2021; WANG et al, 2019; ROYAN et al, 2018).

The technological development of composites with RH requires advances in both preparation and processing for specific applications. Filler geometry and particle size, polymer matrix properties, fiber/matrix compatibility, materials morphology, filler distribution and orientation are important factors for the application of RH as filler (KAVITHA et al, 2021; NORHASNAN et al, 2021; SADIK et al, 2021; SIRICHALARMKUL, KAEWPIROW, 2021; YAP et al, 2021; MENEGOGLOU, CAVUS, 2020; SÁNCHEZ-SAFÓNT et al, 2020b; AWANG, 2019).

Rosin, like rice husk waste, is a material from a renewable source. It's characterized as a low-cost and ecological bio-resource, in addition to having a lower molar mass than most biomass materials (SU et al, 2021; LIU et al, 2019; RAHMAN et al, 2017). Rosin is a natural product from trees, a by-product of gum resin, which is mainly obtained from

pine exudates (ZAOUI et al, 2020; YU et al, 2017; JUNGUO et al, 2014). It's a hard, yellowish solid material, produced by the distillation of liquid and sticky resin from pine or conifer trees, with characteristics like excellent water resistance, low softening point and high acid value (SU et al, 2021; ZAOUI et al, 2020; GENNUSA et al, 2019; KIM et al, 2015).

The chemical composition of rosin is a mixture of abietic and pimaric acids, with structures characteristic of hydrophenanthrene (GLENN et al, 2021; SOLIMAN et al, 2021; NIU et al, 2018). The main constituents of this hydrocarbon biomass are abietic acid, levopimaric acid, dehydroabietic acid, pimaric acid and isopimaric acid (ALDAS et al, 2020; LEI et al, 2020; CASTRO et al, 2016). Because of its composition, rosin has a high potential to be used as an adhesion agent to improve the mechanical properties of polymeric composites. The action of rosin favors interfacial interactions between hydrophobic and hydrophilic materials, acting as a compatibilizer (INGA-LAFABREA et al, 2019; TOUS et al, 2019; LU et al, 2018; LU et al, 2017; NIU et al, 2018). In addition to performance and availability, rosin and its derivatives also have characteristics like biodegradability, biocompatibility and are non-toxic (ZHOU et al, 2021; GARS et al, 2020; PAVON et al, 2020; LI et al, 2016).

So, in the present study composites of RH and LDPE are developed, using rosin as a renewable additive. For the processing of composites, a simplified processing methodology was selected, with a single step and low process cost. The main objective of the study, therefore, was to evaluate the influence of rosin on the mechanical and physical properties of RH composites, in order to collaborate in the development of solutions for the application of rice husk waste in value chains.

Materials and Methods

The composites were developed using the thermoplastic polymer LDPE BC818, from Braskem S/A, with a fluidity index of 8.3 g/10 min (190 °C/2.16 kg) and a density of 0.918 g/cm³. The rosin used in the study was produced by the company FlorPinus Industria Química, type FPT 101E, with an acid number of 155-170mg KOH/g and a softening point of 72°C-82°C. The rice husk (RH) used in the study was received from a rice processing agroindustry in the State of Rio Grande do Sul/Brazil, in the form of waste from the raw rice husking process. The rice husk was prepared by micronization in a Seibt laboratory knife mill, model MGHS 1.5/85, equipped with a 4 mm sieve.

The materials were dried at 50°C for 24 hours in an oven with air circulation before being processed. For each sample, the inputs were weighed according to the formulations presented in Table 1. The mixing of inputs, according to pre-established formulations, was carried out manually, for further processing using injection molding technology. The samples were processed in an Bonmaq injection molding machine, model APTA 80, with processing temperatures of 180°C, 190°C, 190°C in the three heating zones and 200°C in the injection nozzle. The injection mold used in the equipment has cavities to obtain four specimens in each injection cycle. Of these, two specimens have the dimensions according to type IV, of the ASTM D638:2014 standard and the other two specimens have the shape of a rectangular strip, whit six inches long and two point five inches wide.

Sample	Rice husk (wt. %)	Rosin (wt. %)	LDPE (wt. %)
LDPE	0	0	100
RH20	20	0	80
RH20R5	20	5	75
RH20R15	20	10	70
RH20R10	20	15	65

Table 1. Formulations of the composites.

Tensile strength tests were carried out in a Maqtest universal testing machine, in accordance with ASTM D638:2014, using type IV specimens and test speed of 50 mm/min. Before the tests, the thickness and width of each specimen was measured at three points. From the average of these data, the area in square millimeters (mm²) of each sample was calculated. For each formulation, five tie-shaped specimens were used, using one specimen from each injection cycle.

Shore D hardness tests were carried out using a Pantec hardness tester, model SLX-D, in accordance with ASTM D2240:2015. For each formulation, three specimens in rectangular strip format were used. Each specimen was subjected to a 3-point hardness measurement process. The shore D hardness result was obtained by averaging 9 hardness measurements of each composite.

The water absorption property of the composites was determined according to ASTM D570:2018. For each formulation, four specimens in rectangular strip format were used. The tests were carried out according to the standard methodology, starting with drying the samples in an oven at 50°C for 24 hours. After this period, the samples were weighed and immersed in ultrapure water for 24 hours at 23°C. After 24 hours of immersion, the samples were removed from the water, slightly dried to remove surface water and weighed again. The result was obtained by averaging the water absorption of four specimens of each composite.

Results and Discussions

The discussions related to the tensile strength property of the composites in the study are carried out based on the

results shown in Figure 1. It's verified that the LDPE sample has the highest tensile strength, of the order of 10.59 MPa. In comparison with the RH20 composite that is not added with rosin, there is a 15.8% reduction in tensile strength, to 8.98 MPa. This reduction in the tensile strength property is mainly due to the hydrophilic nature of the rice husk waste, which differs from the hydrophobic nature of the LDPE. Consequently, there is an inadequate adhesion between the polymeric matrix and the lignocellulosic filler, in addition to a loss of stress transfer in the composite, with the consequent reduction of tensile strength (FLACH et al, 2022; JIANG et al, 2021; MORALES et al, 2021; MORENO et al, 2021; SIRICHALARMKUL, KAEWPIROM, 2021).

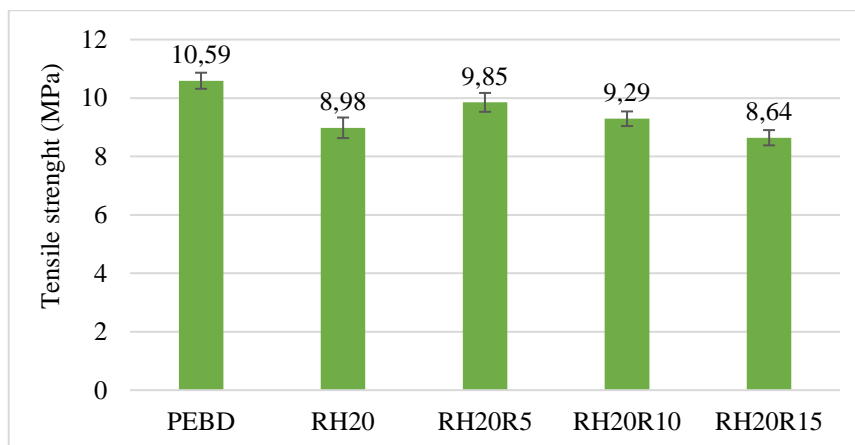


Figure 1. Tensile strength of the samples.

When performing the analysis of the results of the composites only, it appears that the best result was 9.85 MPa for the material RH20R5, which has 5% rosin and 20% rice husk waste in its formulation. In comparison with the RH20 composite, which doesn't have rosin as an additive, it's verified that the RH20R5 composite has a 10.8% increase in tensile strength. This occurs because rosin is a material used as an adhesion agent in polymeric composites, where the presence of rosin in the materials favors interfacial interactions between hydrophobic and hydrophilic compounds, acting as a compatibilizer (INGA-LAFEBREA et al, 2019; TOUS et al, 2019; NIU et al, 2018). Added to this, the rosin used as an additive in the developed composites, can give the composites the effects of plastification, compatibilization and solubilization, making the composites more ductile, because of to the greater movement of the polymeric chains and reducing the sudden risk of failure of the composite (ALDAS, 2020; NARAYANAM, 2017).

The results presented in Figure 1 also demonstrate that the increase in the percentage of rosin in the composites reduces the tensile strength. It can be seen that the RH20R5 composite, which contains 5% rosin, presented 9.85 MPa of tensile strength, reducing to 9.29 MPa for the RH20R10 composite, which contains 10% rosin, and also to 8.64 MPa for the RH20R15 composite, which contain 15% rosin. The application of rosin as an additive in polymeric composites of hydrophobic and hydrophilic materials makes it possible to increase the tensile strength property of the composites, mainly by improving compatibility. However, from a limit on the percentage of rosin, a reduction of the mechanical property is observed. The justification for this occurrence is the separation of phases and the saturation of rosin in the composites that can generate places of stress concentration, reducing the tensile strength of the materials (PAVON et al, 2020; ROSA-RAMÍREZ et al, 2020; DOMENE-LÓPEZ et al, 2018; PATEL et al, 2017).

Therefore, for the proper application of rosin as an additive in polymeric composites, it is necessary to verify the optimum percentage for each material. In this study, for the tensile strength property, an optimal formulation was obtained for the composite that has 20% rice husk waste, 75% LDPE and 5% rosin, in a formulation processed by a simplified method of injection molding.

The hardness of the composites developed in the study was analyzed and the results of the characterization tests can be seen in Figure 2. It's verified that the LDPE sample has the lowest shore D hardness, of the order of 40.44. Regarding the composites, the RH20 formulation, which is not added with rosin, presented a hardness of 48.78. The increase in hardness of this composite compared to LDPE is directly related to the introduction of 20% rice husk in the formulation. It should be noted that the hardness property of composites reflects the material's resistance to penetration by other objects. In this way, the increase in hardness, in relation to the presence of rice husk waste, is related to the greater rigidity of the filler, compared to the thermoplastic polymer and, also, to the reduction in the mobility of the polymeric matrix chains, which promote the increase in material hardness (TIGABE et al, 2021; VERCHER et al, 2020).

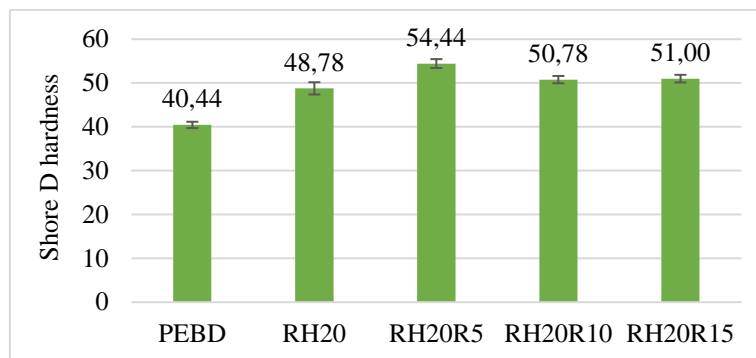


Figure 2. Shore D hardness of the samples.

When performing the analysis of the results of shore D hardness of the composites only, it's verified that the highest hardness was 54.44 for the material RH20R5, which has 5% rosin and 20% rice husk waste in its formulation. In comparison with the RH20 composite, which doesn't have rosin as an additive, it's verified that the RH20R5 composite has greater hardness, which is related to the presence of rosin in this material. The increase in the hardness of the composite, related to the presence of rosin, can be explained by the better compatibility of the materials, promoted by the addition of rosin compatibilizer (INGA-LAFEBREA et al, 2019; TOUS et al, 2019; NIU et al, 2018). This promotion of compatibility by adding rosin was previously verified in the analysis of the tensile strength results of this study.

The results shown in Figure 2 also demonstrate that increasing the percentage of rosin in the composites reduces shore D hardness. It is verified that the composite RH20R5, which contains 5% of rosin, presented 54.44 of shore D hardness, reducing to 50.78 and 51.00 for the composites RH20R10, which contain 10% of rosin and composite RH20R15, which contain 15% of rosin, respectively. In the analysis of the tensile strength results, it was discussed that there is a rosin limit in composites, where, above this, there is phase separation and saturation^{53,59-61}. In this way, for the hardness property of materials, phase separation and lower compatibility can generate materials with lower hardness when the rosin percentage is increased above the saturation limit.

The water absorption of the composites developed in the study was also evaluated. This is an important property of polymeric composites, because hygroscopicity and hydrophilicity adversely affect mechanical properties, in addition to accelerating fungal degeneration⁵. In Figure 3, the results of the water absorption evaluations can be seen. It's verified that the water absorption of LDPE, which is a hydrophobic material, was 0.02%. Regarding the composites, the RH20 formulation, which is not added with rosin, showed 0.63% of water absorption. The increase in water absorption of this composite compared to LDPE is directly related to the introduction of 20% rice husk in the formulation. It's verified, therefore, that the presence of rice husk waste in composites reflects negatively on this material property, increasing water absorption (CHEN et al, 2021; YIGA et al, 2019).

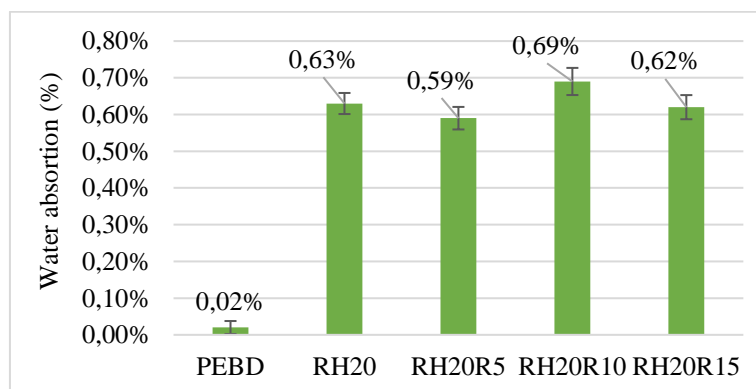


Figure 3. Water absorption of the samples.

Rice husk is a hydrophilic material, so its presence in polymeric composites promotes water absorption (LAU et al, 2021; LIU et al, 2019). This hydrophilicity of the main constituents of the rice husk is mainly responsible for the absorption of water, however, the porosity of the rice husk waste also promotes the hygroscopicity of this material (MEEKUM et al, 2021; KUMAR et al, 2019). Added to this, microcracks in polymeric composites, generated by the presence of rice husk waste as a filler, can contribute to water absorption, because in these spaces, which occur mainly at the interface between the polymeric matrix and the lignocellulosic filler, water can penetrate the material (ERDOGAN, HUNER, 2018).

When performing the analysis of the results of water absorption only of the composites, it's verified that the lowest result was 0.59% for the material RH20R5, which has 5% of rosin and 20% of rice husk waste in its formulation. Compared to the RH20 composite, which doesn't have rosin as an additive, it's verified that the RH20R5 composite has less water

absorption, which is related to the presence of rosin in this material. It's understood that this result is related to the better compatibility between LDPE and the rice husk waste, promoted by the presence of rosin, in addition to the water repellency that the rosin promotes in composites (FOTI et al, 2021; PAVON et al, 2020). Rosin, among other applications, is used as a coating for lignocellulosic materials and, in the paper industry, it's applied to increase the hydrophobicity of paper. In these applications, the good adhesion of rosin to lignocellulosic materials, because of its compatibility with these, added to its hydrophobicity and water repellency property, improve the properties of the materials in relation to water absorption (SU et al, 2021; SOARES et al, 2018; YU et al, 2017).

The results shown in Figure 3 also demonstrate that increasing the percentage of rosin in the composites increased water absorption. It's verified that the RH20R5 composite, which contains 5% of rosin, presented 0.59% of water absorption, increasing to 0.69% and 0.62% for the RH20R10 composites, which contain 10% of rosin and the RH20R15 composite, which contain 15% rosin, respectively. Again, the justification used in tensile strength tests can be used, where it was verified that there is a rosin limit in composites, where above this, there is phase separation and saturation (PAVON et al, 2020; ROSA-RAMÍREZ et al, 2020; DOMENE-LÓPEZ et al, 2018; NARAYANAN et al, 2017; PATEL et al, 2017). In this way, phase separation and lower compatibility related to the excess of rosin can contribute to greater water absorption when the rosin percentage increases in composites. It is observed, however, that all composites developed in this study showed a low percentage of water absorption, less than 1%.

In general, it can be seen from the data obtained and analyzed in the study, that among the composites developed, the best properties of tensile strength and water absorption, in addition to the increase in hardness, were obtained for the RH20R5 material, which has 20 % rice husk waste, 75% LDPE and 5% rosin, in a formulation processed by a simplified injection molding method.

Final Considerations

In this work, new composites of rice husk waste and LDPE were developed, using rosin as a renewable additive. Waste from rice processing industry and rosin are renewable resources that can be applied as partial substitutes for polymeric materials from non-renewable sources, reducing the pressure on the currently used synthetic inputs and helping to solve problems related to the disposal of waste from rice processing. To enhance the application of the developed materials, a simplified method of injection molding of the composites was used, applying the mixture and direct injection of the formulations, with the lowest energy consumption and processing steps. The results showed that the best formulation among the composites, named in the study RH20R5, has 20% of rice husk waste, 75% of LDPE and 5% of rosin. This composite showed a tensile strength of 9.85 MPa, shore D hardness of 54.44 and water absorption of 0.59%. In comparison with the RH20 sample, which does not have rosin in its formulation, from the results it could be verified that the improvement in compatibility among the rice husk and LDPE, promoted by the presence of rosin, was responsible for the improvement in the properties of tensile strength and water absorption, in addition to increasing hardness. Comparing the RH20R5 composite with the composites that have 10% and 15% of rosin, RH20R10 and RH20R15, respectively, from the results it could be verified that rosin saturation in the composites, promoted by the increase in the percentage of rosin, was responsible for the reduction on the properties of composites. It's concluded, therefore, from the results achieved with this work, that the use of rosin as an additive improves the physical and mechanical properties of the materials, however, in addition, there is an optimal percentage of rosin use, above which, loss of composite properties occurs.

Acknowledgments

The Authors would like to thank CNPq, Feevale University, the company Marina Tecnologia and the Company Ceral for the support received.

References

- Aldas M., Ferri J.M., Lopez-Martinez J., Samper M.D., Arrieta M.P. 2020. Effect of pine resin derivatives on the structural, thermal, and mechanical properties of mater-bi type bioplastic. *Journal of Applied Polymer Science*, v. 137, n. 4. doi:10.1002/app.48236.
- Awang M., Mohd W.R.W., Sarifuddin N. 2019. Study the effects of an addition of titanium dioxide (TiO₂) on the mechanical and thermal properties of polypropylene-rice husk green composites. *Materials Research Express*, v. 6, n. 7, p. 075311. doi:10.1088/2053-1591/ab1173.
- Castro D.O., Bras J., Gandini A., Belgacem N. 2016. Surface grafting of cellulose nanocrystals with natural antimicrobial rosin mixture using a green process. *Carbohydrate Polymers*, v. 137, p. 1-8. doi:10.1016/j.carbpol.2015.09.101.
- Chen R.S., Ghani M.H.A., Ahmad S., Tarawneh M.A., Gan S. 2021. Tensile, thermal degradation and water diffusion behaviour of gamma-radiation induced recycled polymer blend/rice husk composites: experimental and statistical analysis. *Composites Science and Technology*, v. 207, n. 3, p. 108748. doi:10.1016/j.compscitech.2021.108748.

Domene-López D., Guillén M.M., Martín-Gullón I., García-Quesada J.C., Montalbán M.G. 2018 Study of the behavior of biodegradable starch/polyvinyl alcohol/rosin blends. *Carbohydrate Polymers*, v. 15, p. 299-305. doi:10.1016/j.carbpol.2018.08.137.

Erdogan S., Huner U. 2018. Physical and mechanical properties of PP composites based on different types of lignocellulosic fillers. *Journal of Wuhan University of Technology-Materials Science Edition*, v. 33, n. 6, p. 1298-1307. doi:10.1007/s11595-018-1967-9.

Flach M.V., Krauspenhar E., Jahno V.D. 2022. Recycling of waste from the rice chain: incorporation of rice husk and rice husk ash in polymeric composites. *Ciência e Natura*, v. 44. doi:10.5902/2179460X68817.

Foti D., Passialis C., Voulgaridis E., Adamopoulos S. 2021. Water repellency of cellulosic fibrous mats impregnated with organic solutions based on recycled polystyrene. *Journal of Renewable Materials*, v. 9, n. 1, p. 85-96. doi:10.32604/jrm.2021.011868.

Gars M.L., Dhuiege B., Delvart A., Belgacem M.N., Missoum K., Bras J. 2020. High-barrier and antioxidant poly(lactic acid)/nanocellulose multilayered materials for packaging. *ACS Omega*, v. 5, n. 36, p. 22816-22826. doi:10.1021/acsomega.0c01955.

Gennusa M.L., Llorach-Massana P., Montero J.I., Pena F.J., Rieradevall J., Ferrante P., Scaccianoce G., Sorrentino G. Composite building materials: thermal and mechanical performances of samples realized with hay and natural resins. *Sustainability*, v. 9, n. 3, p. 373. doi:10.3390/su9030373.

Glenn G., Shogren R., Jin X., Orts W., Cooper W.H.R.T.; Olson L. 2021. Per and polyfluoroalkyl substances and their alternatives in paper food packaging. *Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety*, v. 20, n. 3, p. 2596-2625. doi:10.1111/1541-4337.12726.

Guna V., Ilangovan M., Rather M.H., Giridharana B.V., Prajwala B., Krishna K., Venkatesh K., Reddy N. 2020. Groundnut shell/rice husk agro-waste reinforced polypropylene hybrid biocomposites. *Journal of Building Engineering*, v. 27, p. 100991. doi:10.1016/j.jobbe.2019.100991.

Gryczak M., Bernadin A.M. 2021. Development and characterization of sustainable agglomerated composites formulated from castor polyurethane resin and reinforced with rice husk. *Clean Technologies and Environmental Policy*, v. 23, n. 5, p. 1655-1662. doi:10.1007/s10098-021-02036-9.

Huner U. 2017. Effect of chemical treatment and maleic anhydride grafted polypropylene coupling agent on rice husk and rice husk reinforced composite. *Materials Express*, v. 7, n. 2, p. 134-144. doi:10.1166/mex.2017.1359.

Inga-Lafebrea J.D., Pulindo-González H., González-Númeza R., Hernández-Hernández M.E., Rabelero-Velasco M., Aranda-García F.J., Jasso-Gastinel C. 2019. The multirole of modified natural gums for multicomponent polymers: as coupling agents for polymers reinforced with cellulosic fibers or compatibilizers for biodegradable polymer blends. *Química Nova*, v. 42, n. 3, p. 296-304. doi:10.21577/0100-4042.20170333.

Jiang L., Du P., Wang H. 2021. Seawater modification of lignocellulosic fibers: comparison of rice husk and rice straw fibers. *Materials Research Express*, v. 8, n. 3, p. 35102. doi:org/10.1088/2053-1591/abe8c4.

Junguo L., Guanghua Z., Ting S., Juanfeng Z. 2014. Synthesis, characterization and application of a dispersant based on rosin for coal-water slurry. *International Journal of Mining Science and Technology*, v. 24, n. 5, p. 695-699. doi:10.1016/j.ijmst.2014.03.025.

Kavitha D., Murugavel S.C., Thenmozhi S. 2021. Flame retarding cardanol based novolac-epoxy/rice husk composites. *Materials Chemistry and Physics*, v. 263, n. 124225. doi:10.1016/j.matchemphys.2021.124225.

Kim S.J., Lee B.R., Oh E.S. 2015. Application of a bio-derivative, rosin, as a binder additive for lithium titanium oxide electrodes in lithium-ion batteries. *Journal of Power Sources*, v. 273, p. 608-612. doi:10.1016/j.jpowsour.2014.09.160.

Kumar J., Kumar V., Singh I., Rakesh P.K. 2020. Joining behavior of polymeric composites fabricated using agricultural waste as filler. *Journal of Adhesion Science and Technology*, v.35; n. 15, p. 1652-1663. doi:10.1080/01694243.2020.1855909.

Kumar S., Mer K.K.S., Gangil B., Patel V.K. 2019. Synergy of rice-husk filler on physico-mechanical and tribological

properties of hybrid baubinia-vahlii/sisal fiber reinforced epoxy composites. *Journal of Materials Research and Technology*, v. 8, n. 2, p. 2070-2082. doi:10.1016/j.jmrt.2018.12.021.

Lau H.L., Lamaming J., Taiwo O.F.A., Baskaran M., Hashim R., Sulaiman O., Murugan P. 2021. Synergistic influence of flame retardant additives and citric acid on the functional properties of rice husk/wood blended particleboards. *Maderas-Ciencia y Tecnología*, v. 23, n. 37, p. 1-10. doi:10.4067/s0718-221x2021000100437

Lei Y.F., Wang X.L., Liu B.W., Ding X.M., Chen L., Wang Y.Z. 2020. Fully bio-based pressure-sensitive adhesives with high adhesivity derived from epoxidized soybean oil and rosin acid. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, v. 8, n. 35, p. 13261-13270. doi:10.1021/acssuschemeng.0c03451.

Li P., Wang T., Lei F., Zeng Q., Li H., Jiang J. 2016. Lipase immobilized on rosin-based functional polymers as a biocatalyst for the synthesis of ethyl dodecanoate. *Journal of Molecular Catalysis B: Enzymatic*, v. 133, p. 106-113. doi:10.1016/j.molcatb.2016.12.003.

Liu S., Wang J., Huang W., Tan X., Dong H., Goodman B.A., Du H., Lei F., Diao K. 2019. Adsorption of phenolic compounds from water by a novel ethylenediamine rosin-based resin: Interaction models and adsorption mechanisms. *Chemosphere*, v. 214, p. 821-829. doi:10.1016/j.chemosphere.2018.09.141.

Lu C., Yu J., Wang C., Wang J., Chu F. 2018. Fabrication of UV-absorbent cellulose-rosin based thermoplastic elastomer via "graft from" ATRP. *Carbohydrate Polymers*, v. 188, p. 128-135. doi:10.1016/j.carbpol.2018.01.062.

Lu Y., Zhao Z., Chen, Y., Wang J., Xu S., Gu Y. 2017. Synthesis of allyl acrylpimarate by microwave irradiation and phase-transfer catalytic reaction and its UV-curing reactions as a new monomer. *Progress in Organic Coatings*, v. 109, p. 9-21. doi:10.1016/j.porgcoat.2017.04.006.

Meekum U., Wangkheeree W. 2021. Manufacturing of a sandwich structure engineered wood with a rice husk flake core and teak veneer reinforced with glass/carbon fiber skin. *BioResources*, v. 16, n. 1, p. 1654-1673. doi:10.15376/biores.16.1.1654-1673.

Mengeloglu F., Cavus V. 2020. Preparation of thermoplastic polyurethane-based biocomposites through injection molding: effect of the filler type and content. *Bioresources*, v. 15, n. 3, p. 5749-5763. doi:10.15376/biores.15.3.5749-5763.

Mohamed S.A.N., Zainudin E.S., Sapuan S.M., Azaman M.D., Arifin A.M.T. 2020. Energy behavior assessment of rice husk fibres reinforced polymer composite. *Journal of Materials Research and Technology*, v. 9, n. 1, p. 383-393. doi:10.1016/j.jmrt.2019.10.067.

Morales M.A., Martinez C.L.A., Maranon A., Hernandez C., Michaud V., Porras A. 2021. Development and characterization of rice husk and recycled polypropylene composite filaments for 3D printing. *Polymers*, v. 13, n. 7, p. 1067. doi:10.3390/polym13071067.

Moreno D.D.P., Camargo R.V., Luiz D.S., Branco L.T.P., Grillo C.C., Saron C. 2021. Composites of recycled polypropylene from cotton swab waste with pyrolyzed rice husk. *Journal of Polymers and the Environment*, v. 29, p. 350-362. doi:10.1007/s10924-020-01883-9.

Moura A., Bolba C., Demori R., Lima L.P.F.C., Santana R.M.C. 2018. Effect of rice husk treatment with hot water on mechanical performance in poly(hydroxybutyrate)/rice husk biocomposite. *Journal of Polymers and the Environment*, v. 26, n. 6, p. 2632-2639. doi:10.1007/s10924-017-1156-5.

Narayanan M., Loganathan S., Valapa R.B., Thomas S., Varghese T.O. 2017. UV protective poly(lactic acid)/rosin films for sustainable packaging. *International Journal of Biological Macromolecules*, v. 99, p. 37-45. doi:10.1016/j.ijbiomac.2017.01.152.

Niu X., Liu Y., Song Y., Han J., Pan, H. 2018. Rosin modified cellulose nanofiber as a reinforcing and co-antimicrobial agents in polylactic acid/chitosan composite film for food packaging. *Carbohydrate Polymers*, v. 183, p. 102-109. doi:10.1016/j.carbpol.2017.11.079.

Norhasnan N.H.A., Hassan M.Z., Nor A.F.M., Zaki S.A., Dolah R., Jamaludin K.R., Aziz S.A. 2021. Physicomechanical properties of rice husk/coco peat reinforced acrylonitrile butadiene styrene blend composites. *Polymers*, v. 13, n. 7, p. 1171. doi:10.3390/polym13071171.

- Patel V.K., Rawat N. 2017. Physico-mechanical properties of sustainable sagwan-teak wood flour/polyester composites with/without gum rosin. *Sustainable Materials and Technologies*, v.13, p. 1-8. doi:10.1016/j.susmat.2017.05.002.
- Pavon C., Aldas M., Rosa-Ramírez H.D.L., López-Martínez J., Arrieta M.P. 2020. Improvement of PBAT processability and mechanical performance by blending with pine resin derivatives for injection moulding rigid packaging with enhanced hydrophobicity. *Polymers*, v. 12, n. 12, p. 2891. doi:10.3390/polym12122891.
- Rahman M.A., Lokupitiya H.N., Ganewatta M.S., Yuan L., Stefik M., Tang C. 2017. Designing block copolymer architectures toward tough bioplastics from natural rosin. *Macromolecules*, v. 50, n. 5, p. 2069-2077. doi:10.1021/acs.macromol.7b00001.
- Rosa-Ramírez H.D.L., Aldas M., Ferri J.M., López-Martínez J., Sampler M.D. 2020. Modification of poly (lactic acid) through the incorporation of gum rosin and gum rosin derivative: Mechanical performance and hydrophobicity. *Journal of Applied Polymer Science*, v. 137, n. 44, p. 49346. doi:10.1002/app.49346.
- Royan N.R.R., Sulong A.B., Yuhana N.Y., Chen R.S., Ghani M.H.A., Ahmad S. 2018. UV/O₃ treatment as a surface modification of rice husk towards preparation of novel biocomposite. *PLoS ONE*, v. 13, n. 5. doi:10.1371/journal.pone.0197345.
- Sadik W.A.A., El Demerdash A.G.M., Abbas R., Bedir A. 2021. Effect of nanosilica and nanoclay on the mechanical, physical, and morphological properties of recycled linear low density polyethylene/rice husk composites. *Journal of Polymers and the Environment*, v. 29, n. 5, p. 1600-1615. doi:10.1007/s10924-020-01983-6.
- Sánchez-Safont E.L., Aldureid A., Lagarón J.M., Cabedo L., Gámez-Pérez J. 2020a. Study of the compatibilization effect of different reactive agents in PHB/natural fiber-based composites. *Polymers*, v. 12, n. 9, p. 1967. doi:10.3390/polym12091967.
- Sánchez-Safont E.L., Aldureid A., Lagarón J.M., Gámez-Pérez J., Cabedo L. 2020b. Effect of the purification treatment on the valorization of natural cellulosic residues as fillers in PHB-based composites for short shelf life applications. *Waste and Biomass Valorization*, v. 12, n. 5, p. 2541-2556. doi:10.1007/s12649-020-01192-1.
- Schirp A., Barrio A. 2018. Fire retardancy of polypropylene composites reinforced with rice husks: from oxygen index measurements and cone calorimetry to large-scale single-burning-item tests. *Journal of Applied Polymer Science*, v. 135, n. 37, p. 46654. doi:10.1002/app.46654.
- Sirichalarkkul A., Kaewpirom S. 2021. Enhanced biodegradation and processability of biodegradable package from poly(lactic acid)/poly(butylene succinate)/rice-husk green composites. *Journal of Applied Polymer Science*, v. 138, n. 27, p. 50652. doi:10.1002/app.50652.
- Soares A.K., Cademartori P.H.G., Evtyugin D.V., Zanata P., Gatto D.A. 2018. Enhancing pine wood properties by two-step impregnation-heat treatment. *Revista Matéria*, v. 23, n. 4, p. 12242. doi:10.1590/S1517-707620180004.0576.
- Soliman A.A., Elsayy M.M., Alian N.A., Shaker N.O. 2021. Characterization, coating and biological evaluation of polyol esters rosin derivatives as coating films. *Journal of Coatings Technology and Research*, v. 18, n. 2, p. 373-381. doi:10.1007/s11998-020-00408-2.
- Su N., Fang C., Zhou H., Tang T., Zhang S., Fei B. 2021a. Hydrophobic treatment of bamboo with rosin. *Construction and Building Materials*, v. 271, p. 121507. doi:10.1016/j.conbuildmat.2020.121507.
- Sun J., Pang Y., Yang Y., Zhao J., Xia R., Li Y., Liu Y., Guo H. 2019. Improvement of rice husk/HDPE bio-composites interfacial properties by silane coupling agent and compatibilizer complementary modification. *Polymers*, v. 11, n. 12, p. 1928. doi:10.3390/polym11121928.
- Thomas B.S. Green concrete partially comprised of rice husk ash as a supplementary cementitious material - A comprehensive review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 82, p. 3913-3923. doi:10.1016/j.rser.2017.10.081.
- Tous L., Ruseckaitė R.A., Ciannamea E.M. 2019. Sustainable hot-melt adhesives based on soybean protein isolate and polycaprolactone. *Industrial Crops and Products*, v. 135, n. 1, p. 153-158. doi:10.1016/j.indcrop.2019.04.043.
- Tigabe S., Atalie D., Gideon R.K. 2021. Physical properties characterization of polyvinyl acetate composite reinforced with jute fibers filled with rice husk and sawdust. *Journal of Natural Fibers*, v. 19, n. 1, p. 1-12.

doi:10.1080/15440478.2021.1902899.

Varala S., Ravisankar V., Al-Ali M., Pownceby M.I., Parthasarathy R., Bhargava S. 2019. Process optimization using response surface methodology for the removal of thorium from aqueous solutions using rice-husk. *Chemosphere*, v. 237, p. 124488. doi:10.1016/j.chemosphere.2019.124488.

Vercher J., Fombuena V., Diaz A., Soriano M. 2020. Influence of fibre and matrix characteristics on properties and durability of wood-plastic composites in outdoor applications. *Journal of Thermoplastic Composite Materials*, v. 33, n. 4, p. 477-500. doi:10.1177/0892705718807956.

Wang L., He C., Yang X. 2019. Effects of pretreatment on the soil aging behavior of rice husk fibers/polyvinyl chloride composites. *Bioresources*, v. 4, n. 1, p. 59-69. doi:10.1016/j.cep.2017.09.008.

Yap S.Y., Sreekantan S., Hassan M., Sudesh K., Ong M.T. 2021. Characterization and biodegradability of rice husk-filled polymer composites. *Polymers*, v. 13, n. 1, p. 104. doi:10.3390/polym13010104.

Yeh, S., Yang, S., Han, L., Liu, H., Liao, Y., & Chang, Y. 2019. Foam extrusion of polypropylene-rice husk composites using CO₂ as the blowing agent. *Journal of Cellular Plastics*, v. 55, n. 4, p. 401-419. doi:10.1177/0021955X19839744.

Yiga V.A., Pagel S., Lubwama M., Epple S., Olupot P.W., Bonten C. 2019. Development of fiber-reinforced polypropylene with NaOH pretreated rice and coffee husks as fillers: mechanical and thermal properties. *Journal of Thermoplastic Composite Materials*, v. 33, n. 9, p. 1269-1291. doi:10.1177/0892705718823255.

Yu X., Bian P., Xue Y., Qian X., Yu H., Chen W., Hu X., Wang P., Wu D., Duan Q., Li L., Shen J., Ni Y.. Combination of microsized mineral particles and rosin as a basis for converting cellulosic fibers into "sticky" superhydrophobic paper. *Carbohydrate Polymers*, v. 174, p. 95-102. doi:10.1016/j.carbpol.2017.06.038.

Zaoui A., Mahendra V., Mitchell G., Cherifi Z., Harrane A., Belbchir M. 2020. Design, synthesis and thermo-chemical properties of rosin vinyl imidazolium based compounds as potential advanced biocompatible materials. *Waste and Biomass Valorization*, v. 11, n. 7, p. 3723-3730. doi:10.1007/s12649-019-00691-0.

Zhou W., WNG Y., NI C., YU L. 2021. Preparation and evaluation of natural rosin-based zinc resins for marine antifouling. *Progress in Organic Coatings*, v. 157, p. 106270. doi:10.1016/j.porgcoat.2021.106270.

AVALIAÇÃO DE ÓLEO RESIDUAL ORIUNDO DA FABRICAÇÃO DE LATAS DESTINADO A COPROCESSAMENTO EM FORNOS DE CIMENTO

1Douglas Luiz Mazur, 2Matheus Lopes Demito, 3Erica Roberta Lovo da Rocha Watanabe

1Universidade Tecnológica Federal do Paraná - UTFPR, e-mail: douglasluizmazur@gmail.com; 2Universidade Estadual de Maringá, e-mail: mathdemito@gmail.com; 3Universidade Tecnológica Federal do Paraná - UTFPR e-mail: ericawatanabe@utfpr.edu.br

Palavras-chave: Resíduos sólidos industriais, Coprocessamento, Poder calorífico, Produção de latas de alumínio.

Resumo

A produção de latas de alumínio tende a gerar diversos tipos de resíduos, tanto sólidos quanto líquidos. Durante o processo é inserido no início da linha de produção um óleo que atua com a função *coolant*, ou seja atua na lubrificação, refrigeração e limpeza dos maquinários da linha, no fim do processo de produção este óleo com demais efluentes são encaminhados para a Estação de Tratamento de Efluentes, onde é efetuada a quebra da emulsão formada entre os efluentes e o óleo, seguindo as recomendações da resolução nº 430 do CONAMA e a lei 12.305/2010 (política nacional de resíduos sólidos) o óleo é coletado em separado, por se tratar de um resíduo e não um efluente, sendo encaminhado para destinação final que tem sido o coprocessamento em fornos de cimento, processo industrial que demanda grandes quantidades de energia, que pode ser advinda de fontes alternativas como resíduos com alto poder calorífico, porém diversos fatores podem interferir diretamente no poder calorífico, diminuindo-o significativamente e reduzindo a qualidade do combustível alternativo, aumentando de forma significativa a emissão de gases poluentes e de efeito estufa. Este trabalho teve por objetivo a caracterização e o estudo deste óleo residual, com o intuito de avaliar seu reaproveitamento, bem como fatores que possam aumentar ou diminuir o poder calorífico do resíduo oleoso da produção de latas de alumínio utilizado como combustível alternativo em fornos de cimento. Para a caracterização foi analisado um laudo ambiental emitido no ano de 2020 e efetuada determinações de índice de acidez e poder calorífico. O experimento foi dividido em quatro tratamentos: resíduo oleoso seco em estufa; neutralização de aditivos e impurezas com KOH e posterior lavagem com água destilada e secagem em estufa; apenas lavagem com água destilada e secagem em estufa; resíduo oleoso in natura sem tratamento. Os valores para metais pesados e poder calorífico, ficaram dentro do permitido pela legislação brasileira para coprocessamento em fornos de cimento. O índice de acidez do resíduo oleoso apresentou valor de $12,31 \pm 0,41$ mgKOH/g. A análise de poder calorífico dos tratamentos, constatou que a exposição do resíduo oleoso sem a neutralização dos aditivos presentes promove a hidroafinidade do óleo, e mesmo com a secagem em estufa foi capaz de reduzir em 54,19 % o poder calorífico se comparado ao óleo in natura. Assim, é importante o monitoramento do encaminhamento desse óleo para evitar a sua mistura com demais óleos durante o encaminhamento para coprocessamento, pois se houver a mistura do óleo residual oriundo da fabricação de latas sem a remoção química dos aditivos com demais óleos, os demais também podem passar a ter características hidrofílicas. Além disso, se expostos a água ou umidade tendem a diminuir significativamente o poder calorífico do óleo.

Introdução

Há uma tendência por diversos setores da indústria, como a de metais, pela busca de minimização da geração de resíduos baseados no desperdício zero e em uma economia circular fechada (Bonczyk, 2022). Porém, existem situações em que não é possível evitar a geração de determinados resíduos sem comprometer o produto final e, nestes casos, o foco se volta a fornecer um tratamento adequado aos mesmos minimizando possíveis impactos ambientais e buscando uma economia de recursos naturais.

O tratamento e destinação final de resíduos industriais deve atender as legislações vigentes de cada país e estar alinhada com normas internacionais que buscam a minimização dos impactos ambientais da atividade desempenhada. Uma dessas normas é a Internacional Organization Standard (ISO) 14001/2015 que define e orienta as ações necessárias para que se estabeleça um sistema de gestão ambiental eficiente e focado na minimização dos impactos ambientais (ISO, 2015).

A produção de latas de alumínio, assim como qualquer processo industrial pode gerar diferentes resíduos sólidos e líquidos, em que um deles é um resíduo oleoso proveniente da linha principal de produção (Lira, Rangel e Suarez, 2018). Este óleo é inserido no início do processo de produção das latas, atua na lubrificação, refrigeração e limpeza dos maquinários da linha e é recolhido na Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) e destinado a coprocessamento em fornos de cimento.

A destinação do resíduo oleoso gerado no processo de produção de latas no Brasil está condicionado a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA/430 e a Lei 12.305/2010 que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2012; BRASIL, 2010), podendo os estados ou municípios implementarem legislações mais restritivas, como acontece no estado do Paraná pela resolução CEMA 076/2009 que estabelece limites e critérios para coprocessamento de resíduos em fornos de cimento.

O coprocessamento de resíduos em fornos tem sido classificado como um processo de tratamento de resíduos semelhante ao processo de incineração, competindo diretamente com a destinação final em aterro (Kleib et al, 2021; Jurič et al, 2006). Como a produção de cimento é um processo que demanda muita energia e visando reduzir os custos, os combustíveis tradicionais utilizados, estão sendo substituídos cada vez mais por diferentes resíduos com elevado poder calorífico (Achternbosch et al., 2003) como é o caso do resíduo oleoso da fabricação de latas de alumínio.

Considerando que esta forma de destinação tem se tornado uma realidade muito comum no mundo inteiro. O estudo de tratamentos e metodologias que possam aumentar ou otimizar o poder calorífico, bem como a descoberta de situações ou fatores que possam diminuir significativamente o poder calorífico do resíduo coprocessado acabam por ser relevantes ambientalmente e energeticamente.

Portanto, o presente trabalho tem como objetivo avaliar fatores que possam aumentar ou diminuir o poder calorífico do resíduo oleoso da produção de latas de alumínio utilizados como combustível em fornos de cimento.

Metodologia

Obtenção do resíduo oleoso

O resíduo oleoso foi coletado na Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) de uma fábrica de latas, proveniente da linha principal de produção. Este óleo é inserido no início do processo para atuar na lubrificação, refrigeração e limpeza dos maquinários da linha (Lira, Rangel e Suarez, 2018) e, por fim, o resíduo é destinado a ETE onde é efetuada a quebra da emulsão formada entre o óleo e os efluentes. A figura 1 – Representa um fluxograma simplificado da geração do resíduo oleoso.

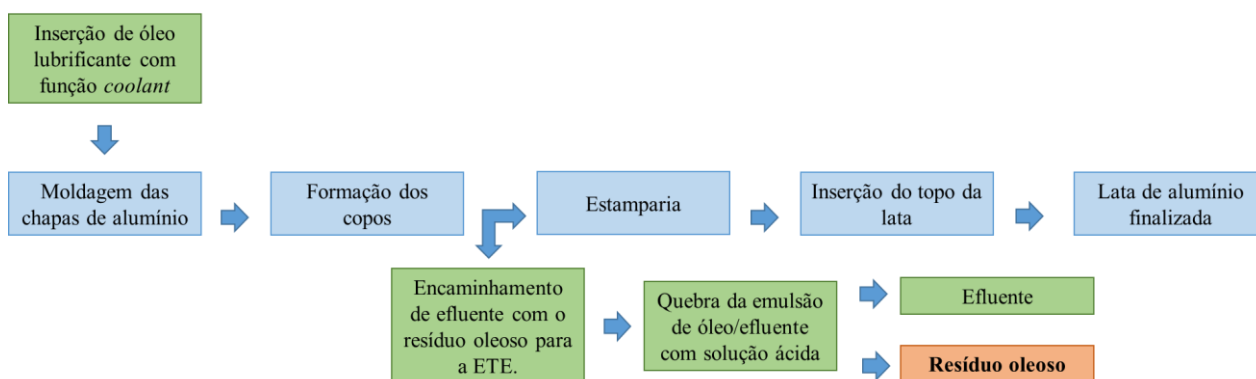


Figura 1 – Fluxograma da geração de resíduo oleoso na fabricação de latas de alumínio

Após a quebra da emulsão o resíduo oleoso é recolhido em separado e encaminhado para tratamento ambientalmente adequado, dado que pela Resolução 430 do CONAMA e a Lei 12.305/2010 (política nacional de resíduos sólidos) o óleo coletado é considerado como resíduo e não efluente, não podendo assim ser tratado e encaminhado a destinação final com os demais efluentes gerados no processo. A figura 2 apresenta o aspecto do resíduo oleoso coletado

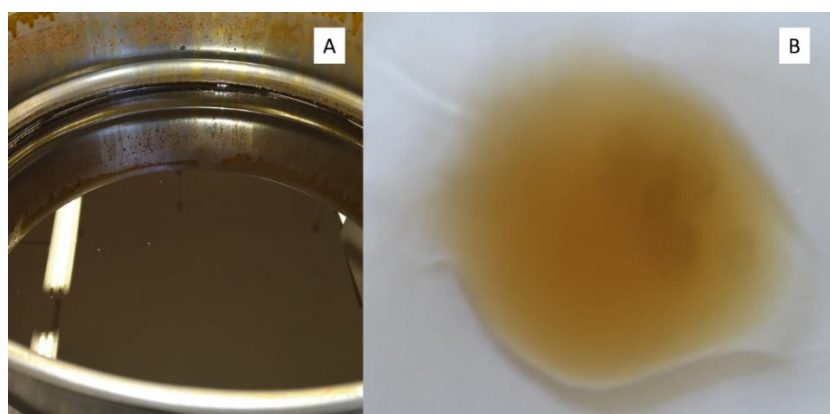


Figura 2 – (A) Resíduo oleoso oriundo da fabricação de latas coletado na ETE (B) Aspecto do resíduo oleoso detalhado.

Caracterização do resíduo oleoso e determinação do índice de acidez

Os parâmetros escolhidos para a caracterização do resíduo oleoso seguiram a resolução aplicável no estado do Paraná, Brasil, onde encontra-se a fábrica. Esta resolução do Conselho Estadual do Meio Ambiente (CEMA 076/2009) estabelece as exigências e os critérios para coprocessamento de resíduos em fornos de cimento, com fins de substituição de matéria prima ou aproveitamento energético.

A caracterização foi determinada por meio de laudo ambiental referente ao ano de 2020, emitido por laboratório credenciado ao Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia - INMETRO. Durante o período da caracterização não houve mudança no layout de produção e nem nos insumos utilizados no processo. A tabela 1 apresenta a metodologia utilizada no laudo para os parâmetros previstos pela resolução CEMA 076/2009.

Parâmetros	Limite de quantificação	Metodologia
Poder Calorífico Superior	150 kcal.kg ⁻¹	ASTM 240-87
Arsênio	10,0 mg.kg ⁻¹	EPA 7000B:2007
Cobalto	0,5 mg.kg ⁻¹	EPA 7000B:2007
Cromo	0,5 mg.kg ⁻¹	EPA 7000B:2007
Cádmio	0,5 mg.kg ⁻¹	EPA 7000B:2007
Chumbo	0,5 mg.kg ⁻¹	EPA 7000B:2007
Mercúrio	10,0 mg.kg ⁻¹	EPA 7000B:2007
Selênio	10,0 mg.kg ⁻¹	EPA 7000B:2007
Níquel	0,5 mg.kg ⁻¹	EPA 7000B:2007
Tálio	10,0 mg.kg ⁻¹	EPA 7000B:2007
Telúrio	10,0 mg.kg ⁻¹	EPA 7000B:2007

Tabela 1 – Parâmetros e metodologia empregada

Como durante o processo de recuperação do resíduo na ETE é efetuado a quebra de emulsão utilizando uma solução ácida, foi necessária a determinação do índice de acidez no óleo recuperado.

A determinação do índice de acidez foi feita por meio de titulação em triplicata com KOH e indicador de fenolftaleína, seguindo a norma internacional EN ISO 660:2020. O método empregado não permite a diferenciação entre ácidos minerais, ácidos graxos livres e outros ácidos orgânicos, sendo que o valor de acidez obtido, portanto, inclui quaisquer ácidos presentes, o que é desejável, por se tratar de um óleo residual que pode ter a composição variável dependendo das condições em que foi gerado.

Pré-tratamento das amostras e determinação do poder calorífico

Para a determinação do poder calorífico as amostras de resíduo oleoso passaram por três tratamentos distintos além do óleo em natura (tabela 2).

Tratamento	Descrição
A	Apenas secagem em estufa
B	Lavagem com KOH e secagem em estufa
C	Lavagem com Água e secagem em estufa
D	Apenas óleo in natura

Tabela 2 – Pré-tratamentos utilizados no resíduo oleoso

O tratamento A consistiu apenas na secagem do resíduo oleosos em estufa, já o tratamento C, consistiu em lavagem do resíduo oleoso com água destilada para a remoção de impurezas e posterior secagem em estufa.

Devido ao caráter mais ácido do resíduo oleoso adquirido pela presença de aditivos que auxiliam o óleo a executar sua função *coolant* no processo de produção, optou-se além da lavagem com água destilada, efetuar no tratamento B um pré-tratamento com solução de KOH 0,1 M para a neutralização dos componentes ácidos presentes no resíduo e avaliar se neutralização traria alguma diferença significativa no poder calorífico. Ambas as lavagens foram efetuadas na proporção 2:1 solução/óleo.

Todos os tratamentos que tiveram secagem em estufa ficaram por 24h a temperatura controlada de 105 ± 5 °C. Após o período de secagem, os resíduos seguiram para a determinação do poder calorífico.

Em se tratando da determinação do poder calorífico, os resíduos oleosos foram analisados em um calorímetro marca IKA, modelo C200, devidamente calibrado. O procedimento de preparo da bomba calorífica seguiu todas as especificações do manual do equipamento

Resultados e discussões

Caracterização do resíduo oleoso e determinação do índice de acidez

O resíduo oleoso advindo da ETE da empresa de latas foi caracterizado em 2020, por iniciativa da própria empresa, em laboratório credenciado pelo Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia do Brasil - INMETRO, sendo os valores das suas propriedades apresentados na Tabela 3. Observa-se que o resíduo apresenta todos os parâmetros previstos pela resolução CEMA 076/2009 dentro dos limites de referência (Tabela 3).

Parâmetros	Valor	Limites de referência
Poder Calorífico Superior	10563,10 kcal.kg ⁻¹	> 1500,0 kcal.kg ⁻¹
Arsênio	< 10,0 mg.kg ⁻¹	--
Cobalto	< 0,5 mg.kg ⁻¹	--
Cromo	22,8 mg.kg ⁻¹	5000,0 mg.kg ⁻¹
Cádmio	< 0,5 mg.kg ⁻¹	--
Chumbo	8,6 mg.kg ⁻¹	5000,0 mg.kg ⁻¹
Mercúrio	< 10,0 mg.kg ⁻¹	10,0 mg.kg ⁻¹
Selênio	< 10,0 mg.kg ⁻¹	100,0 mg.kg ⁻¹
Níquel	13,1 mg.kg ⁻¹	--
Tálio	< 10,0 mg.kg ⁻¹	--
Telúrio	< 10,0 mg.kg ⁻¹	--
Cádmio + Mercúrio + Tálio	< 20,5 mg.kg ⁻¹	200,0 mg.kg ⁻¹
Arsênio + Cobalto + Níquel + Selênio + Telúrio	< 43,6 mg.kg ⁻¹	5000,0 mg.kg ⁻¹

Tabela 3 – Caracterização do resíduo oleoso

Na Tabela 3, os parâmetros que obtiveram valores inferiores ao limite de quantificação especificados na Tabela 2, o limite foi considerado como valor máximo possível para a amostra. Como os resultados dos parâmetros do resíduo apresentaram-se dentro dos limites previstos resolução, inclusive com poder calorífico 7 vezes superior ao limite de referência, o resíduo pode ser encaminhado ao coprocessamento em fornos cimento.

A análise do índice de acidez indicou que o resíduo oleoso apresentou valor de $12,31 \pm 0,41$ mgKOH/g. Como este valor inclui quaisquer ácidos presentes (minerais, graxos ou outros ácidos orgânicos), pode-se concluir que boa parte desse valor se deve a presença de aditivos e resquícios da solução ácida utilizada na quebra da emulsão formada na ETE. A quebra de emulsão é uma etapa necessária no processo que tem como objetivo recuperar e facilitar a coleta do resíduo oleoso para posterior destinação ambiental correta.

Mesmo com a presença de aditivos e quebra de emulsão utilizando solução ácida, o índice de acidez encontrado para o resíduo oleoso da fabricação de latas é menor se comparado a valores descritos na literatura para outros óleos residuais mais comuns, como o de fritura que apresenta valor de 31,3 mgKOH/g (Cao et al, 2008).

O principal motivo para a diferença de acidez entre o resíduo oleoso da fabricação de latas de alumínio e o óleo residual de fritura é que o último passa por diversos ciclos de aquecimento e resfriamento, favorecendo alterações químicas já descritas na literatura, tais como: reações de hidrólise com a formação de ácidos graxos livres, oxidação primária, secundária e polimerização (Hu et al, 2023; Cao et al, 2008).

Determinação do poder calorífico

A determinação do poder calorífico para cada um dos tratamentos está representada na figura 3, sendo eles: secagem em estufa (A), lavagem com KOH e secagem em estufa (B), lavagem com água destilada e secagem em estufa (C) e óleo in natura (D). Observa-se que, diferentemente dos demais tratamentos, o tratamento C obteve poder calorífico muito inferior ao óleo in natura, já os tratamentos A e B obtiveram poder calorífico pouco maior que o óleo in natura.

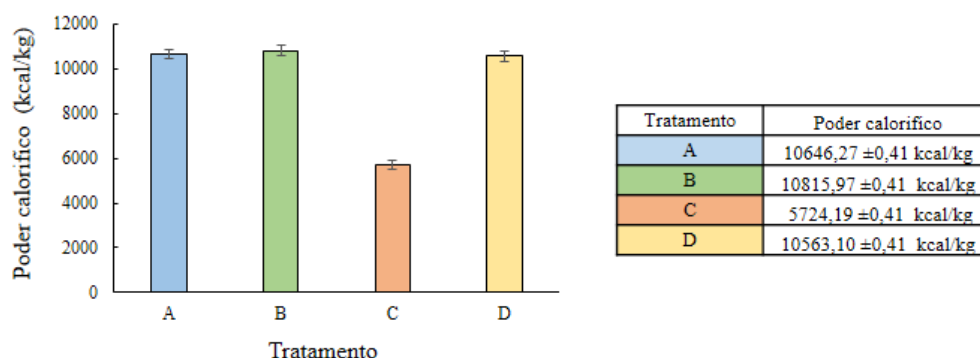


Figura 3 – Poder calorífico para os pré-tratamentos e o óleo in natura.

O menor valor de poder calorífico obtido para o tratamento C, pode ter ocorrido devido ao fato de que a lavagem do resíduo oleoso apenas com água destilada sem a neutralização de impurezas e aditivos adicionados na linha de produção no início do processo de fabricação para exercer a função *coolant*.

A presença dos aditivos no resíduo oleoso, faz com que o óleo torne-se mais polar e tenha maior afinidade com a água, absorvendo mais umidade diminuindo significativamente o poder calorífico. Outro ponto relevante para a diminuição do poder calorífico pode estar relacionada à formação de uma mistura azeotrópica, induzida pela polaridade do resíduo oleoso e que mesmo com um tratamento físico para a remoção da umidade (secagem em estufa acima do ponto de ebulição da água – 105°C), esta permanecesse incorporada ao óleo residual. A remoção da umidade da mistura formada no tratamento C só é possível por meio de reações químicas que visam reagir com a água presente na solução, e separando o produto da reação reagente + H₂O por processos físicos se necessário.

A observação de afinidade do resíduo oleoso com água é uma característica interessante, dado que o óleo inserido no início do processo é aditivado para fazer a função de fluido *coolant*, ou seja, resfriamento da linha de produção e a sua limpeza. Como a fabricação trata-se de um processo quente, em determinados pontos se não houvesse refrigeração com esse sistema de óleo água a temperatura poderia ficar superior a 100°C, e a água presente na linha de produção poderia entrar em ebulição, afetando negativamente o processo e os maquinários da linha de produção.

O tratamento B assim como o C promoveu a exposição do óleo a água, porém, o pré-tratamento com KOH 0,1 M, o hidróxido de sódio reagiu com os aditivos ácidos presentes no óleo, neutralizando-os e diminuindo a sua polaridade. Assim, evitou-se que este tivesse afinidade com a água. Com o indicativo de quebra de parte da mistura azeotrópica no tratamento B com a adição de hidróxido de potássio, este tratamento apresentou o maior poder calorífico.

Sabe-se também que a formação da mistura azeotrópica entre o óleo e a água, faz com que aumente-se significativamente a temperatura necessária para a água entrar em ebulição, ou seja, temperatura maior do que a atingida pela estufa. O mesmo fenômeno pode ter ocorrido ao tratamento A, que devido a formação da mistura azeotrópica na ETE não houve ganhos significativos de poder calorífico com o tratamento físico perante o óleo in natura. Por fim, a exposição do óleo sem a remoção química dos aditivos presentes, reduziu em 54,19 % o poder calorífico se comparado ao óleo in natura e se houver a mistura do óleo residual oriundo da fabricação de latas com demais óleos, pode fazer com que os demais também adquiram características hidrofílicas.

Conclusões

A opção pela regeneração como tratamento para óleos usados tem se tornado cada vez menos comum, devido principalmente questões econômicas. Por outro lado, a demanda energética por indústrias, como a de fabricação de cimento Portland, apresenta cada vez mais demanda para o coprocessamento destes resíduos em fornos de clínker.

O coprocessamento em fornos de cimento que ainda traz muitos questionamentos ambientais, principalmente relacionados a emissões atmosféricas de gases de efeito estufa. O armazenamento do resíduo oleoso em locais que o torne suscetíveis a chuva, umidade ou vapores de água, pode fazer com que o resíduo oleoso absorva muita água diminuindo o poder calorífico desvalorizando-o e aumentando a quantidade de energia necessária para o seu coprocessamento.

Nesse sentido se houver a mistura do resíduo oleoso oriundo da fabricação de latas de alumínio com demais óleos destinados a coprocessamento, a presença dos aditivos pode fazer com que a mistura dos óleos também passe a ser mais hidrofílica e se exposto a água ou umidade sofra significativamente queda do poder calorífico.

Agradecimentos

Os autores agradecem a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, pela bolsa de mestrado concedida a Universidade Tecnológica Federal do Paraná pelo auxílio financeiro concedido.

Referências

Achternbosch M.; Bräutigam K. R; Gleis M.; Hartlieb N.; Kupsch C.; Richers U; Stemmermann, P.; Gleis, M. Heavy metals in cement and concrete resulting from the co-incineration of wastes in cement kilns with regard to the legitimacy of waste utilisation. **Karlsruhe: Forschungszentrum Karlsruhe GmbH;** 2003. Disponível em: <<http://bibliothek.fzk.de/zb/berichte/FZKA6923.pdf>>. Acesso em: 01/11/2022.

Bonczyk, M. The behavior of the 210Pb during the recycling of selected waste in the metallurgical industry. **Applied Radiation and Isotopes**, V. 191, 2023, <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2022.110563>.

Cao, F., Chen, Y., Zhai, F., Li, J., Wang, J., Wang, X., Wang, S., and Zhu, W. 2008. Biodiesel Production From High Acid Value Waste Frying Oil Catalyzed by Superacid Heteropolyacid. **Biotech. Bioeng.** 101:1:93-100.

Conselho Estadual do Meio Ambiente - CEMA. Resolução CEMA nº 76 de 30/11/2009: Estabelece a exigência e os critérios na solicitação e emissão de Autorizações Ambientais para coprocessamento de resíduos em fornos de cimento, com fins de substituição de matéria prima ou aproveitamento energético. **Diário oficial do estado do Paraná**, 24 dez. 2009.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução N° 430 de 13/05/2011 (Federal)**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução N° 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. 2011.

Brasil. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Lei n° 12.305, de 2 de agosto de 2010. **Diário Oficial da União**. Brasília, 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei n. 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências

European Standards. **EN ISO 660:2020: Animal and vegetable fats and oils. Determination of acid value and acidity**. 2020.

Internacional Organization Standard - ISO. **ISO 14001:2015 (en): Environmental management systems — Requirements with guidance for use**. Geneva, Switzerland. 2015.

Jurič, B.; Hanžič, L.; Ilić, R.; Samec N. Utilization of municipal solid waste bottom ash and recycled aggregate in concrete. **Waste Manag.**, V. 26 (12), 2006, p. 1436-1442. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.10.016>.

Kleib J.; Aouad G.; Abriak N-E.; Benzerzour M. Production of Portland cement clinker from French Municipal Solid Waste Incineration Bottom Ash. **Case Studies in Construction Materials**, V. 15, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.cscm.2021.e00629>.

Lira, H.N.F., Rangel, E.T. & Suarez, P.A.Z. Diesel-Like Fuels and Lubricating Grease Preparation from an Industrial Oily Waste. **Waste Biomass Valorization** 9, 2459–2470 (2018). <https://doi.org/10.1007/s12649-018-0200>.

AVALIAÇÃO DA PRODUÇÃO VOLUMÉTRICA DE BIOMETANO A PARTIR DA UTILIZAÇÃO DE ESTERCO BOVINO

1Sara Maria Paula da Rocha Rodrigues, 2Antonio Marcelo Magalhaes Gomes, 3Joice Maciel dos Santos, 4Francisco Amílcar Moreira Junior 5Marcus Vinicius Freire Andrade

1Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – IFCE campus Fortaleza, e-mail: sara.maria.paula07@aluno.ifce.edu.br; 2 Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Ceará – IFCE campus Fortaleza, e-mail: antonio.marcelo.magalhaes07@aluno.ifce.edu.br; 3Instituto Federal de Educação, Ciência E Tecnologia do Ceará – IFCE campus Fortaleza, e-mail: Joice.maciel.santos60@aluno.ifce.edu.br 4Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará campus Sobral, e-mail: amilcar.moreira@ifce.edu.br; 5Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará campus Sobral, e-mail: marcus.andrade@ifce.edu.br

Palavras-chave: Resíduos sólidos. Digestão anaeróbia. Biometano.

Resumo

Os resíduos sólidos são considerados um dos principais desafios do século XXI, tendo em vista que esses materiais são gerados inevitavelmente. No Brasil, entretanto, a destinação adequada, vem ganhando espaço após a implantação da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) instituída pela Lei 12.305 de agosto de 2010 dispoendo sobre as diretrizes quanto a gestão integrada e correto gerenciamento, incluindo o aproveitamento energético. Diante disso, este estudo teve como objetivo avaliar a produção direta de metano a partir de esterco bovino e verificar sua potencialidade para geração de biogás. Para a realização do teste utilizou-se dois reatores, que foram montados em duplicata composto de dois testes cada, a preparação do sistema eram efetuadas através de incubação utilizando-se de substrato e solução de nutrientes que eram adicionados aos frascos, designados de Frasco I e II respectivamente. O estudo foi realizado no período de outubro a dezembro de 2020. A caracterização qualitativa foi realizada a partir do monitoramento das análises de Demanda Química de Oxigênio (DQO), produção volumétrica de metano, pH, temperatura, Sólidos Totais (ST) e Sólidos Totais Voláteis (STV). Os resultados, mostram que a adição de resíduos alimentares promoveu aumentos consideráveis na produção de biogás, verificado, portando reduções a medida que o TDH dos reatores eram alteradas. Conclui-se que, analisando as concentrações e condições analisadas observou nos resultados a necessidade de um estudo da qualidade dos resíduos alimentares e uma breve caracterização físico-química do substrato a ser analisado, a fim de obter resultados mais coerentes e concisos.

Introdução

Os resíduos sólidos são um dos principais problemas do século XXI, tendo em vista que esses materiais são gerados inevitavelmente nas atividades desenvolvidas nas cidades. Diante disso, a busca por soluções técnicas mais viáveis para disposição e tratamento desses resíduos tem influenciado ao desenvolvimento de estudos com o intuito de amenizar as problemáticas ocasionada pelo descarte inadequado de resíduos. Dentre a classificação dos resíduos, destaca-se aqueles oriundos da pecuária, como o esterco animal (BARROS *et al.*, 2009).

Geralmente, esses resíduos são aplicados na lavoura sem o tratamento prévio, contaminando o lençol freático, causando a eutrofização de rios, dentre outros efeitos negativos. Com isso, é gerada uma quantidade significativa de resíduos e a biodigestão anaeróbia surge como uma alternativa interessante para recuperar a energia contida nos resíduos, através da geração de biogás (LOUREIRO; ROVEVRE; MAHLER, 2013).

Partindo desse pressuposto, a destinação adequada destes materiais tem ganhado força, principalmente, após a implantação da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) instituída pela Lei 12.305 de agosto de 2010 dispoendo sobre as diretrizes quanto a gestão integrada e correto gerenciamento, incluindo o aproveitamento energético. Recentemente, intensificou-se no mundo inteiro a busca por energias que liberem menos gases nocivos à atmosfera, levando em conta que as atuais formas de produção de energia trazem, quase sempre, um impacto negativo para o meio ambiente em sua totalidade.

Assim, uma das alternativas possíveis de tratamento desses efluentes pode processar-se pela fermentação anaeróbia, que, além da capacidade de reduzir concentração de matéria orgânica carbonácea, permite valorizar um produto energético, o biogás, e obter um fertilizante cuja disponibilidade contribui para a rápida amortização dos custos de tecnologia instalada (MAGALHÃES, 2018).

Para Barcelos (2009), o tratamento anaeróbio consiste no processo biológico que ocorre na ausência de oxigênio molecular, onde diversos microrganismos exercem atividades metabólicas para a conversão do material orgânico complexo (carboidratos, proteínas e lipídios) em CH₄, CO₂ e NH₃, traços de outros gases e ácidos orgânicos de baixo peso molecular. Diversos trabalhos demonstram o potencial de utilização esterco bovino na obtenção de biogás, por meio de testes de Atividade Metanogênica Específica (AME), entretanto, é possível determinar a capacidade de produção de metano por micro-organismos em condições estabelecidas, em que ocorre a decomposição de compostos causadores da demanda química de oxigênio (AQUINO *et al.*, 2007).

Nesta perspectiva, este trabalho tem como objetivo analisar a produção volumétrica de metano a partir de esterco bovino e verificar sua potencialidade para geração de biogás. Para isso, foram realizadas o monitoramento das variáveis físico-químicas, bem como realizado o monitoramento de produção de biogás a partir de um método de deslocamento de líquido. Além disso, foi realizada uma análise bibliográfica para melhor embasamento dos dados encontrados neste estudo.

Material e método

Descrição do procedimento experimental

O experimento foi composto por dois biorreatores em batelada de capacidade de 500 mL, fisicamente iguais diferiam nas condições testadas e, um deles utilizado como reator controle. O teste da produção volumétrica de metano teve TDH de 27 dias. A Figura 1 ilustra os reatores biológicos acoplados ao teste de medição da Atividade Metanogênica Específica - AME.



Figura 1: Reatores biológicos em teste AME

Fonte: autores (2023)

Os reatores experimentais foram montados em duplicata composto de dois testes cada, a preparação do sistema eram efetuadas através de incubação utilizando-se de substrato e solução de nutrientes que eram adicionados aos reatores, designados de Frasco I e II respectivamente. Posteriormente, os sistemas permaneceram em fase de adaptação dos micro-organismos por X dias para que houvesse o crescimento e proliferação de bactérias anaeróbias, principalmente das metanogênicas, sendo estas responsáveis pela produção de biogás com maior qualidade de metano.

Assim que os biorreatores atingiram a estabilização, iniciava-se o monitoramento diário de temperatura que era efetuado utilizando-se de um termômetro. Os biorreatores ficaram divididos da seguinte forma: o biorreator de controle denominado Frasco I, que permaneceu com alimentação de esterco bovino, solução nutrientes e resíduos alimentares; o segundo biorreator denominado Frasco II era composto apenas por esterco bovino e solução nutrientes.

Ambos os frascos eram preparados na proporção 1:1, sendo 50% esterco e 50% resíduos alimentares. Os ensaios eram diferenciados pela caracterização de preparo, composto por uma réplica que coletava as amostras e um controle pelo qual se monitorava somente a produção de biogás.

Foram utilizadas diferentes concentrações, a fim de fazer uma abordagem exploratória e comparativa em que haveria maior produção de biogás, o quadro 1 apresenta as condições experimentais utilizadas durante as bateladas. O esterco e restos alimentares foram pesados em uma balança analítica, em seguida diluído em água destilada, a fim de possibilitar melhor homogeneidade.

Quadro 1: Condições experimentais

	1° ensaio		2° ensaio		3° ensaio	
Frascos	Frasco 1	Frasco 2*	Frasco 1	Frasco 2*	Frasco 1	Frasco 2*
Esterco	150 g	75 g	150g	75g	125g	62,5g
Reíduos alimentares	-	75g	-	75g	-	62,5g
TR ¹ (d)	27	27	13	13	18	18

Fonte: autores (2023)

1= Tempo de Reação, *= No frasco 2 era adicionado fonte de alimento correspondente a 50% da concentração total dos testes.

A adição de uma fonte de carbono e nutriente em ambos os frascos do ensaio tiveram como objetivo manter e otimizar a proliferação da microbiota anaeróbia presente no esterco. O quadro 3 mostra a solução de nutrientes utilizados.

Quadro 3: Solução de nutrientes

Reagentes	Concentração (mg/L)
NH ₄ CL	280
K ₂ HPO ₄	250
MgSO ₄ ·7H ₂ O	100
CaCl ₂ ·2H ₂ O	10
CaCO ₃	600

Fonte: autores (2023)

Os reatores eram hermeticamente fechados e colocados em ambiente favorável de temperatura, a fim de monitorar o ambiente e fornecer melhores condições para o desempenho dos microrganismos.

Determinação analítica

Os parâmetros monitorados para a caracterização qualitativa foram pH, temperatura, Demanda Química de Oxigênio (DQO), Sólidos Suspensos Totais (SST) e Sólidos Voláteis (SV). As análises de pH e DQO foram coletadas das réplicas, diferentemente das análises de SST e SV que eram coletadas das amostras no início dos testes. Todos os testes foram analisados de acordo com os procedimentos padrões descritos no Standard Methods for the examination of water and wastewater (APHA, 2005). O método de análise da AME seguiu a metodologia descrita por Aquino *et al.* (2007), e o monitoramento da temperatura era realizada diariamente com auxílio de um termômetro.

Medição da produção volumétrica de metano

A medição de produção diária do metano se deu a partir da metodologia gravimétrica proposta por Aquino *et al.* (2007), que baseia-se na medição direta do volume de metano. A Figura 2 ilustra o aparato experimental da lavagem da produção de metano produzido a partir da digestão anaeróbia.

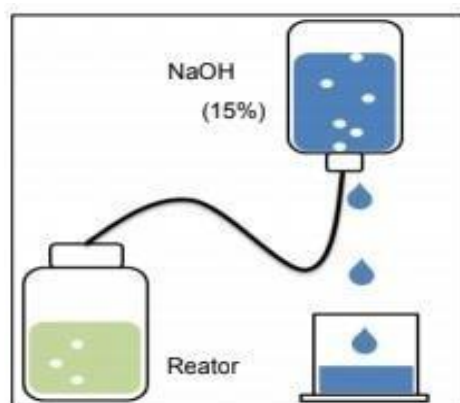


Figura 2: Aparato experimental da lavagem e produção do volume de CH₄

Fonte: autores (2023)

O princípio do funcionamento dessa técnica consiste em conectar a saída de um reator produzindo biogás a uma garrafa contendo uma solução de hidróxido de sódio (NaOH) a 15%, para reter o CO₂ do biogás e medir apenas o gás metano (CH₄). O volume de líquido deslocado corresponde ao volume de biogás produzido.

Resultados e discussões

Para a caracterização do substrato utilizado, foram realizadas análises de parâmetros físico-químicos, ao início do experimento. Além disso, efetuou-se o monitoramento da produção de biogás a partir da metodologia proposta por Aquino *et al.* (2007), a seguir serão apresentados detalhadamente os valores médios encontrados durante o estudo.

pH e temperatura

A Figura 3 mostra o comportamento do pH durante o período em estudo. É possível perceber que não houve grandes variações, mantendo-se uma faixa estável dos resultados e, indicando que não houve mudanças bruscas no sistema.

Os valores médios de pH do frasco 1 (sem adição de alimento) foi de 6,13 os resultados obtidos estiveram divergentes aos valores estabelecidos pela literatura, aonde diversos autores reportam a faixa de pH ideal para reatores anaeróbios: entre 6,8 e 7,2 (WARD *et al.*, 2008), 7,0 e 8,0 (RAPOSO *et al.*, 2012) e 6,6 e 7,4 (CHERNICHARO, 2007). Percebe-se, portanto, que os microrganismos atuam dentro de uma faixa de pH neutra, sendo que quando não são atendidos aos resultados estabelecidos, pode inibir o desenvolvimento da microbiota e prejudicar o processo de digestão.

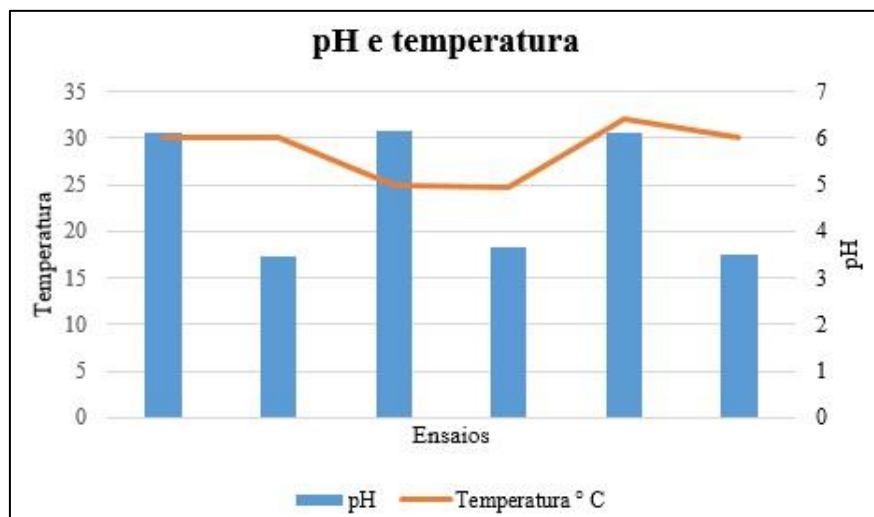


Figura 3: monitoramento do pH nos reatores

Fonte: autores (2023)

Dentro das condições verificadas neste estudo, observa-se que apesar dos resultados obtidos apresentam-se relativamente baixo ao proposto, não prejudicou na geração de metano.

Neste estudo, os resultados do Frasco II, durante todo o período de monitoramento estiveram na faixa de pH ácido, o que indica um desequilíbrio para os microrganismos metanogênicos, haja visto que o pH representa um importante parâmetro de controle no processo de digestão anaeróbia, dessa forma deve-se manter a faixa ótima de crescimento dos microrganismos para que o sistema consiga alcançar o máximo de sua eficiência no processo de degradação da matéria orgânica e consequentemente na produção de metano.

Tendo em vista os baixos valores de pH no Frasco II, é possível que as características do inóculo possibilitou tal situação, sendo, portanto necessário a adição de uma solução tampão a fim de permitir condições ideais para o desenvolvimento da microbiota responsável pela produção do biogás.

De acordo com Turdera e Yura (2006), a produção de gás tem ótima velocidade com pH entre 7 e 8, temperatura em torno de 35°C. Concomitante Khalid *et al.* (2011), concluíram em seus estudos sobre a digestão anaeróbia que o pH ótimo para a metanogênese está em torno de 7,0. Considerando isso, pode-se dizer que os resultados podem ser melhorados perante uma correção do pH nos biorreatores.

Diante disso, fica evidente que de acordo com os estudos desenvolvidos, os microrganismos anaeróbios têm melhor desempenho quando operado sobre condições neutras de pH. Sendo necessário evitar condições indesejáveis no sistema, a fim de obter melhores resultados e, consequentemente, mais satisfatórios ao desenvolvimento da microbiota.

Análoga ao parâmetro descrito, a temperatura também exerce grande influência no desenvolvimento da microbiota envolvida. Os valores médios de temperatura para os frascos 1 e frasco 2 mantiveram-se na faixa de 28,9 e 28,2° C, respectivamente. Indicando que, dentro das configurações analisadas, não promoveu mudanças significativas deste indicador. No entanto, vale salientar que esse parâmetro foi monitorado sob condições controladas.

Em sistemas anaeróbios, o controle da temperatura ideal representa um fator crucial para o adequado desempenho do processo em razão de acelerar a atividade enzimática das bactérias e, também, influenciar na formação de metano. As bactérias metanogênicas são sensíveis as mudanças bruscas de temperatura, podendo este provocarem desequilíbrio e, consequentemente, falha no processo.

DQO

Quanto ao teor de matéria orgânica, de acordo com os dados mostrados na Figura 4, percebe-se que apresentam-se bastante elevados. Tal característica é indicada pela natureza do substrato utilizado: esterco bovino, o que proporcionou uma carga elevada de DQO ao sistema, interferindo, consequentemente, na sobrecarga e em seu pleno funcionamento.

Para o frasco II, estes resultados apresentam-se ligeiramente mais altos, tal situação refere-se à adição do alimento ao sistema, o que ocasionou um aumento de matéria orgânica. No entanto, percebe-se na Figura 6 que os valores não foram expressivamente elevados, indicando que o esterco bovino tem grande quantidade de matéria orgânica e, que a adição de alimento não exerceu grande influência.

Os valores médios de DQO da amostra afluyente do frasco I foi igual a 54764,44 mg/ L, já para o frasco II, o valor médio foi de 65024,44 mg/ L. Conforme Pelissari (2013), os efluentes provenientes da bovinocultura leiteira geralmente apresentam alta composição de nutrientes e matéria orgânica, pois são constituídos de urina e fezes de animais e leite.

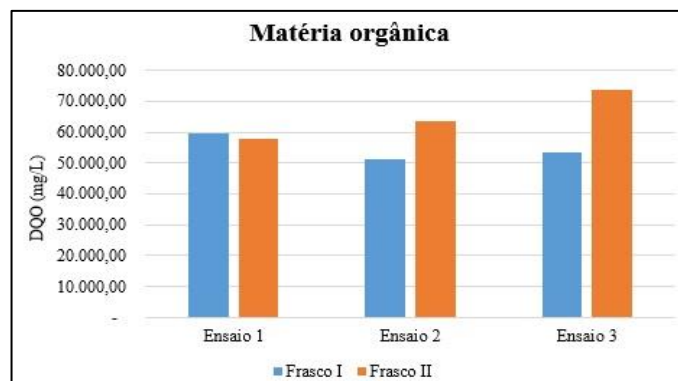


Figura 4: monitoramento da concentração de matéria orgânica no reator
Fonte: autores (2023)

A DQO é um importante parâmetro em sistemas de reatores anaeróbios, apresenta-se como um indicativo do teor de matéria orgânica biodegradável. Conforme o estudo desenvolvido por Gomes *et al.* (2008), o tratamento constituído somente com esterco bovino foi que apresentou maiores teores de matéria orgânica e o que proporcionou, em média, menor oscilação. Diferentemente dos demais reatores inoculados com os dejetos da suinocultura.

Segundo Scarassati (2003), a DQO de efluentes de matadouros bovinos pode variar de 800 a 32.000 mg/L, o que indica uma correlação entre os dados encontrados nesse estudo, embora, seja importante frisar que em efluentes de matadouros haja grande quantidade de sangue o que possibilita em um maior teor de matéria orgânica.

Conforme um estudo desenvolvido por Silva (2013), utilizando lisímetros para geração de biogás os valores de DQO variaram de 14.775,4 a 4.447,8 mg/L. Entretanto, ressalta-se que esse caso em específico deve-se a simulação ao possivelmente verificado em aterros sanitários - para biodigestores a realidade é diferente, tendo em vista a variação do material a ser biodegradado.

Segundo Monteiro (2006), a DQO é um parâmetro que descreve a situação do dejetos em relação a concentração de carbono na matéria orgânica, sendo importante para avaliar a eficiência de redução da biomassa no tratamento com biodigestor. Oliveira (2012), encontrou valores de concentração mínima de DQO nos biodigestores de 15.817 mg/L para dejetos bovinos. Estes resultados, no entanto, corroboram com as citações de ZHANG *et al.* (2015), que avaliando um sistema com característica similares e TRH de 15 dias, obtiveram 73 e 66% de redução em DQO e SVT, respectivamente.

Percebe-se, portanto, resultados próximos em relação as pesquisas realizadas por Silva (2013), usando lisímetros e por Oliveira (2012), utilizando biodigestores porém, destaca-se que os dados são apenas para caráter de comparação, pois as técnicas de estudo adotadas pelos autores são diferentes.

Sólidos

De acordo com Filho (2013), os sólidos totais referem-se a todos os resíduos presentes no substrato, podendo ser origem orgânica ou inorgânica, indicando o total da massa a ser tratada.

No entanto, a conversão dos resíduos só age no material que é biodegradável. Quanto menor for a concentração de sólidos voláteis, menor é a fração de compostos orgânicos a serem degradados. Sendo assim, indica que os sólidos, principalmente os voláteis, são significativos indicadores da degradação dos resíduos sólidos.

Para este estudo a caracterização do esterco quanto as concentrações de massa de sólidos das amostras estão apresentados nas Figuras 5 e 6. Verificou-se os valores médios para o frasco I (sem adição de alimento) de 38446,33, 21691,33 e 16755 mg/L para sólidos totais, sólidos voláteis e sólidos fixos respectivamente.

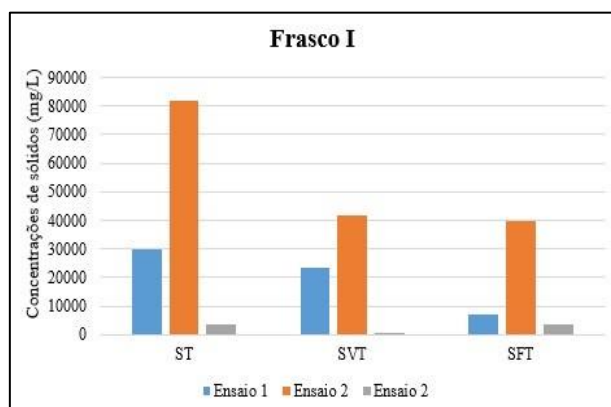


Figura 5: monitoramento das frações de sólidos no Frasco I
Fonte: autores (2023)

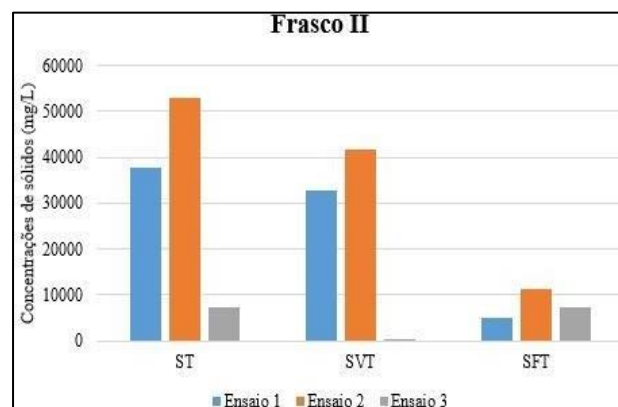


Figura 6: monitoramento das frações de sólidos no Frasco II
Fonte: autores (2023)

Em seu estudo Barcelos (2009), percebeu que diferentemente dos demais inóculo, os reatores que foram inoculados com esterco bovino tiveram taxa de degradação muito inferior aos controles, indicando que o inóculo inibiu a digestão anaeróbia. Segundo o autor, tal fato pode ter sido advindo da qualidade do esterco utilizado, a falta de nutrientes ou mesmo devido ao fator de inóculo.

A caracterização de massa de sólidos é de suma importância pois dá um indicativo da conversão de matéria orgânica pelos microrganismos para produção de biogás, representados pela redução em suas concentrações, demonstrando a degradação da matéria orgânica presente nos resíduos. Desta forma, em baixos valores, indicam que o resíduo já passou por um acentuado processo de degradação.

Barcelos (2009), verificou que os reatores com menor taxa de degradação de SVT foram os inoculados com esterco bovino. Diferentemente do resultado obtido na pesquisa realizada por Hartmann e Ahring (2005), na qual os reatores inoculados com esterco bovino obtiveram taxa de degradação maior do que o reator teste. Os referidos autores utilizaram como inóculo esterco bovino, temperatura de 55°C, 25% de ST, tempo de detenção entre 14-18 dias e taxa de degradação SVT entre 69-74%.

No entanto, para este estudo, a temperatura esteve situada entre a faixa termofílica, considerada ideal para bom desempenho de organismos metanogênicos, em relação ao TDH faz-se necessário o monitoramento mais detalhado a fim de verificar um intervalo de tempo mais adequado para degradação da matéria orgânica.

A quantidade de sólidos voláteis é um bom parâmetro para indicar a degradação biológica dos materiais biodegradáveis ao longo do tempo, haja vista sua correlação entre os teores de DQO porém, isoladamente não é um bom indicador para o potencial de geração de gás remanescente porque nem todas as frações voláteis são convertidas em gás (MACHADO *et al.*, 2009).

Nascimento e Lucas Junior (1995), avaliando vários tempos de Retenção hidráulica, para TRH de 10 dias, obtiveram 39% de redução de Sólidos Voláteis Totais. Fisher *et al.* (1982), trabalhando com TRH de 15 dias, obtiveram 63% de redução de Sólidos Voláteis Totais. Com esses dados, ressalta-se a importância de analisar para este estudo a interferência do THR a fim de verificar a influência deste no processo de digestão.

Produção volumétrica de metano

Ao longo do estudo foi realizado um monitoramento da produção da CH₄. Na Tabela 1 serão apresentados os resultados comparativos de matéria orgânica, teores de sólidos em relação a produção volumétrica de metano.

Tabela 1: Volume de CH₄ produzido com base na massa de sólidos e matéria orgânica

	DQO (g/L)		SÓLIDOS (g/L)		VOLUME (mL)	
	Frasco I	Frasco II	Frasco I	Frasco II	Frasco I	Frasco II
Ensaio 1	59,653	57,693	23,175	32,928	10,2	85
Ensaio 2	51,253	63,760	41,850	41,748	8,4	40
Ensaio 3	53,386	73,620	4,904	11,285	20,7	140

Fonte: autores (2023)

Observa-se que nas condições analisadas do ensaio 1, para 59,653 g/L de DQO e 23,175 g/L de SV da amostra do Frasco I foi produzido 10,2 mL de CH₄. No entanto, na amostra do Frasco II sobre as condições analisadas de 57,693g/L de DQO, 32,928 g/L de massa de SV foi gerado 85 mL de CH₄. Salienta-se as hipóteses de que a adição de restos alimentares acelerou o processo de geração de gás metano.

Já para os resultados obtidos durante o ensaio 2, para o Frasco I, considerando as mesmas concentrações de substrato e restos alimentares analisadas no ensaio anterior, obteve uma geração de 8,4 mL de metano com condições de 51,253 g/L de DQO e 41,850 g/L de massa de SV. Tal característica, comparada ao resultado alcançado no ensaio 1, percebe-se uma diminuição na geração de gás em termos de metano. Isso pode ser indicado pela diminuição do TR do ensaio 2.

Para as análises realizadas no ensaio 3, tendo em vista as condições e concentrações estabelecidas de substrato e restos alimentares, obteve uma produção referente a geração de gás metano de 20,7 mL e 140 mL para os frascos I e II respectivamente. Desta forma, um fator que deve ter corroborado para acelerado aumento de metano no Frasco II foi o teor de matéria orgânica que mostrou-se comparado aos demais ensaios, razoavelmente.

Portanto, analisando as concentrações e condições verificadas ao longo do estudo, percebe-se que os resultados não mostram-se muito divergentes aos estabelecidos na literatura, sendo necessário avaliar as características do restos alimentares e uma breve caracterização físico-química do substrato a ser analisado, a fim de obter resultados mais coerentes e concisos. Assim como analisar as condições ambientais das variáveis analíticas para o correto funcionamento e eficiência do sistema.

Com base nos resultados obtidos por Hill (1982), trabalhando com modelagem e simulação do processo de biodigestão anaeróbia, registrou tendência de aumento da produção volumétrica de metano no biogás, com elevação da temperatura imposta ao substrato, de 20 para 45 °C. Desta forma, tais resultados condizem com os verificados no presente estudo.

Comentários Finais

De acordo com os resultados, conclui-se que vários fatores interfere na produção de metano. Sendo assim, durante o período de estudo, houveram variações da produção de metano, tal característica pode estar relacionada as oscilações de temperatura e pH ao observar os resultados verificados pela literatura, percebeu-se que a produção de biogás fica mais acelerada normalmente com faixas de temperaturas termofílicas.

Além disso, em termos de quantificação e geração de metano a partir do esterco bovino, a adição de restos alimentares exerceu influência satisfatória na produção de gás, ficando evidente que os resíduos de dejetos de animais tem em sua composição elevada carga de matéria orgânica e sobre influência de uma carga excedente de carbono facilita o processo de geração de metano. No entanto, é necessário avaliar as condições e composição da matéria orgânica excedente que será adicionada ao sistema, com o objetivo de garantir características ambientais propícias para o desenvolvimento das microbiota anaeróbia e, assim, aumentar a capacidade produtiva de gás.

Portanto, com os dados de caracterização analítica e com a determinação gravimétrica do potencial de geração de metano, a partir da degradação de esterco bovino, foi possível verificar um quantitativo razoável de produção. Porém, sugere-se para trabalhos futuros avaliar as condições experimentais ambientais adequadas para o correto funcionamento do sistema, como por exemplo, analisar em termos de comparativos outros tipos de resíduos semelhante ao material que foi utilizado, a fim de contribuir para a mitigação de impactos ambientais que esses resíduos propiciam.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará *campus* Sobral.

Referências Bibliográficas

- AQUINO, S. F. et al. Metodologias para determinação da atividade metanogênica Específica (AME) em Lodos Anaeróbios. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.12, n.2, p.192-201, 2007.
- BARCELOS, B. R. Avaliação de diferentes inóculos na digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos domésticos. 2009. 75 f. Dissertação (mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos)-Universidade de Brasília, Brasília, 2009.
- BARROS, R. M. et al. Estudo da Produção de Biogás da Digestão Anaeróbia de Esterco Bovino em um Biodigestor. **Revista Brasileira de Energia**, v. 15, n. 2, 2009.
- CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**- princípios do tratamento biológico de águas residuárias. 2ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 380p, 2007.
- FILHO, F. E. S. Estimativa do aproveitamento energético do biogás gerados por resíduos sólidos urbanos no Brasil. 130 f. Dissertação (mestrado em Energia) - Programa de Pós- Graduação em Energia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013.
- HARTMANN, H.; AHRING, B. K. Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: Influence of co-digestion with manure.” **Water Research**, v. 39, p. 1543–1552, 2005.
- HILL, D. T. Desing of digestion systems for maximum methane production. **Transactions of the ASAE**, v. 25, n. 1, p. 226-236, 1982.
- KHALID, A; ARSHAD, M; ANJUM, M; MAHMOOD, T; AND DAWSON, L. The anaerobic digestion of solid organic waste. **Waste Management**, v.31, p.1737–1744.2011.
- LOUREIRO, S.M.; ROVERE, E.L.L.; MAHLER, C.F. Analysis of potential for reducing emissions of greenhouse gases in municipal solid waste in Brazil, in the state and city of Rio de Janeiro. **Waste Management**, v. 33, p. 1302-1312, 2013.
- MACHADO, S. L. Methane generation in tropical landfills: Simplified methods and field results. **Waste Management**, v. 29, n. 1, p. 153-161, 2009.
- MAGALHÃES, G. V. V. Avaliação da biodigestão anaeróbia de resíduos orgânicos: ensaios de potencial bioquímico de metano (BPM) e projeto piloto de um biodigestor em escala real. 131f. Tese (Doutorado Engenharia Civil) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2018.
- MONTEIRO, V. E. D., *et al.* Estudo do comportamento de RSU em uma célula experimental e suas correlações com aspectos microbiológicos, físicos e químicos. **Eng.Sanitária e Ambiental**, v. 11, n. 3, p.223-230, 2006.
- NASCIMENTO, E. F; LUCAS JR. J. Biodigestão anaeróbia do estrume de suínos: produção de biogás e redução de sólidos em cinco tempos de retenção hidráulica. **Energiana Agricultura**, v.10, n.4, p.21-31, 1995.

PELLISSARI, C. Tratamento de efluente proveniente da bovinocultura de leite empregando wetlands construídos de escoamento subsuperficial. 2013. 147 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2013.

RAPOSO, A. et al. Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: Na overview relating to methane yields and experimental procedures. **Renewable and sustainable energy reviews**, v.16, p. 861- 877, 2012.

SCARASSATTI, D. et al. Tratamento de Efluentes de Matadouros e Frigoríficos. Rio Claro, São Paulo, 2003.

SILVA, A. K. M. Estudo do comportamento dos resíduos sólidos urbanos (RSU) em lisímetros preenchidos com resíduos de diferentes. 203 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013.

WARD, A. J. et al. Optimization of the anaerobic digestion of agricultural resources. **Bioresource Technology**, v. 99, n.17, pp.7928–7940, 2008.

ZHANG, H. The effects of agedrefuse and sewage sludge on landfill CH₄ oxidation and N₂O emissions: Roles of moisture content and temperature. *Ecological Engineering*, v. 74, p. 345-350, 2015.

DESENVOLVIMENTO DE FERTILIZANTE RECOBERTO A PARTIR DE QUITOSANA PARA REDUÇÃO DE PERDAS DE NITROGÊNIO RELACIONADAS A LIXIVIAÇÃO E VOLATILIZAÇÃO

¹Nicolas Alberton Mandelli ²Lucas Kayser da Silva, ³Gabriela Amaral, ⁴Danielli Martins Sanderi, ⁵Gustavo Concolato, ⁶Flávia Melara, ⁷Vera Analise Schommer, ⁸Jeferson Steffanello Piccin

¹ Universidade de Passo Fundo - nickalberton10@gmail.com

² Universidade de Passo Fundo - lkskayser@gmail.com

³ Universidade de Passo Fundo - 159012@Upf.br

⁴ Universidade Federal do Rio Grande do Sul - danisanderi@gmail.com

⁵ Universidade de Passo Fundo - guto.concolato@gmail.com

⁶ Universidade de Passo Fundo - flaviamelara@gmail.com

⁷ Universidade de Passo Fundo - veraanalise@hotmail.com

⁸ Universidade de Passo Fundo - jefersonpiccin@upf.br

Resumo

A demanda mundial por alimentos tem aumentado devido ao crescimento populacional e às necessidades econômicas. Fertilizantes nitrogenados são frequentemente usados na agricultura visando aumentar a produtividade e assim auxiliam a suprir essa demanda. Estes fertilizantes, porém, possuem baixa eficiência e geram impacto ambiental negativo, sendo assim um obstáculo para promover uma agricultura mais sustentável. Os fertilizantes de eficiência aumentada (EFF), que incluem materiais como a quitosana, foram desenvolvidos para melhorar o aproveitamento dos nutrientes e reduzir a poluição. Este trabalho descreve o desenvolvimento de um revestimento com inibidor de urease e quitosana para reduzir as perdas de nitrogênio em ureia e avaliar seus efeitos sobre a lixiviação e volatilização. Os resultados mostraram um aumento na disponibilidade de nitrogênio no solo e um aumento de 45% no comprimento das raízes em cultivo de alface, não sendo observada redução significativa nas perdas por volatilização. A continuação da pesquisa pode levar a aprimoramentos no material.

Introdução

A população mundial atingiu a marca de 8 bilhões de pessoas no ano de 2022 e cerca de 9,8% da população sofre com a fome e considerando esta parcela, 29,3% da população sofre com insegurança alimentar moderada ou grave (ONU, 2022). A partir disso, a necessidade de um aumento na produção global de alimentos é crítica e um dos principais meios de suprir essa demanda é pelo uso de fertilizantes em larga escala (LIANG et al., 2018; ZHAO et al., 2020). Junto ao crescimento populacional, o aumento das áreas industrializadas, que leva a uma diminuição das áreas cultiváveis e a própria degradação do solo, afeta também a demanda de fertilizantes (AZEEM et al., 2014).

Os fertilizantes são compostos majoritariamente por nitrogênio, fósforo e potássio (NPK), que são macronutrientes essenciais para o desenvolvimento saudável das plantas. Dentre os fertilizantes, a ureia é o mais utilizado em larga escala devido a sua alta concentração de nitrogênio (46%), seu baixo custo e sua facilidade de aplicação (TRENKEL., 2010; AZEEM et al., 2014). Entretanto, estes fertilizantes devido à sua baixa estabilidade térmica e alta solubilidade sofrem efeitos de lixiviação e volatilização (LÜ et al, 2014), sendo perdidos na volatilização da amônia (NH_3^+) e do óxido nitroso (N_2O), e pela lixiviação na forma de nitrito (NO_2^-) ou nitrato (NO_3^-), com isso a eficiência da ureia varia entre 40-70% (BEIG et al., 2020). Assim, essa parcela perdida do fertilizante migra para as águas subterrâneas e para a atmosfera e por consequência, estes efeitos causam problemas ambientais, incluindo eutrofização de rios e lagos e chuva ácida (LI et al., 2019) além do aumento da erosão, menor fertilidade do solo e poluição das águas subterrâneas (LÜ et al, 2014).

O uso de fertilizantes de liberação controlada (CRF) é uma alternativa de melhorar a sua eficiência e assim minimizar esses impactos ambientais, diminuindo a quantidade aplicada e mantendo os nutrientes necessários as plantas (LIU et al., 2019). Os CRFs são materiais projetados para liberar os nutrientes de forma lenta e controlada diminuindo a volatilização de NH_3 e lixiviação ao realizar uma liberação de nitrogênio para o solo de modo a obter uma sincronia entre a demanda do cultivo com a oferta de nitrogênio pelo fertilizante (LINGUIST et al., 2013). Outro meio de aumentar a eficiência dos fertilizantes é por meio do uso de inibidores de urease, como o NBPT, que atuam diretamente nos microrganismos e enzimas presentes no solo de modo a diminuir o efeito da hidrólise da ureia. (TRENKEL, 2010; MARIANO et al., 2019). Com isso, o uso de CRFs e inibidores possibilitam melhorias no rendimento das culturas ao mesmo tempo em que reduz a poluição ambiental por meio de aumentar a eficiência do fertilizante em questão (AZEEM et al., 2014). Diferentes materiais podem ser utilizados na produção dos CRFs como por exemplo derivados de amido (LÜ et al., 2014), polímeros como a celulose (COSTA et al., 2020) e poliuretano (FENG et al., 2019). A partir dessa necessidade é imprescindível o estudo de materiais que possam servir como agentes de recobrimento em fertilizantes, preferencialmente biodegradáveis, como por exemplo a quitosana.

A quitosana é um polissacarídeo obtido a partir da desacetilação da quitina, que é um amino polissacarídeo natural encontrado em abundância na natureza, principalmente em exoesqueletos de insetos e crustáceos. A reação de desacetilação

consiste na remoção de grupos acetil das cadeias de quitina e na substituição por um grupo de aminoácidos (NH₂) (MOURA et al., 2015). O uso da quitosana, como um material de revestimento, junto a fertilizantes é atraente devido à sua biodegradabilidade, biocompatibilidade e não toxicidade, além de atuar como um agente indutor de crescimento e como agente antibacteriano. Além disso, a quitosana também pode absorver a luz UV em momentos que o solo não sofre irrigação. (GUMELAR et al., 2020). Portanto, o fertilizante solúvel revestido por polímeros carboidratos, como a quitosana, seria uma formulação ideal de liberação lenta (HUACAI, WAN, & DENGKE, 2006; WU et al., 2008).

Materiais

O solo usado no experimento de liberação de nitrogênio é do tipo Latossolo Vermelho Distrófico Húmico, cedido pelo setor Cepagro da Universidade de Passo Fundo. Foram utilizados materiais comerciais, como NBPT e ureia. A quitosana foi obtida a partir de cascas de camarão com base na metodologia de Weska et al. (2007) com adaptações de Moura et al. (2015). Foi utilizado um reator acoplado, demonstrado na Figura 1 no processo de desacetilação da quitosana.

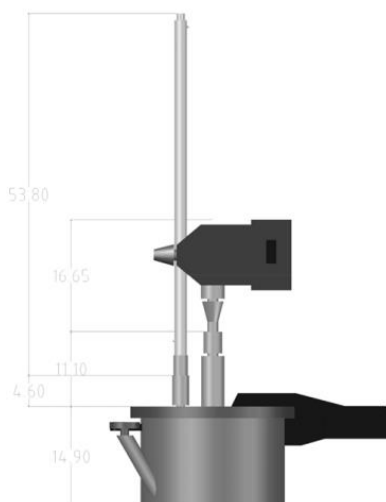


Figura 1: Reator de desacetilação da quitosana

Preparo de solução de amido e NBPT

No preparo da solução amido/NBPT, foram utilizados ureia comercial, amido e inibidor de urease NBPT em água destilada. A solução foi preparada em agitação constante, com o auxílio de um agitador magnético, onde foram dissolvidos 5 g de ureia comercial, 3 g de amido e 2 g de inibidor de urease NBPT em 50 mL de água destilada. Após dissolução total, a solução resultante foi armazenada em temperatura ambiente.

Produção de ureia revestida com NBPT e quitosana

No experimento de recobrimento do fertilizante com quitosana, foram preparadas soluções de quitosana diluídas em água destilada, nas concentrações de 2%, 4% e 6% (QA, QB e QC respectivamente). Dentre estas soluções, a solução de quitosana a melhor concentração destes três frente a produção de amônio foi aplicada em duas e três camadas foi utilizada para revestir a ureia comercial na proporção de 3 mL da solução por kg de ureia por camada de aplicação. Assim, três diferentes materiais foram produzidos contendo respectivamente 1, 2 e 3 camadas de revestimento.

Métodos

Determinação de produção de amônio

O estudo comparou diferentes tipos de ureia quanto à inibição da liberação de amônio a partir de metodologia adaptada de Witte e Medina-Escobar (2001).

Ensaio de liberação de nitrogênio em solo

Um experimento foi realizado em um sistema fechado, demonstrado abaixo na Figura 2, com uma camada de 10 cm de solo contendo 380 g sob a qual 1g de fertilizante foram adicionadas. Foram testados diferentes tipos de ureia, incluindo ureia comercial sem recobrimento (UC), ureia comercial com inibidor de urease NBPT (UN) e ureias revestidas com quitosana em uma, duas e três camadas (U1, U2 e U3 respectivamente). O sistema foi irrigado com 60 mL de água destilada e deixado em repouso por 14 dias. A amônia volatilizada foi coletada no topo do sistema por uma mangueira fixada na parte superior do sistema, estando conectada e imersa em 10 mL de H₃PO₄ 0,5N e analisada em triplicata, comparando os diferentes tipos de ureia com um sistema controle que não recebeu fertilizante. Após os 14 dias, o solo foi coletado em placas de Petri seco em estufa a 105 °C e moído para homogeneização. No solo foram determinados nitrogênio total kjeldahl (Standard Methods, 4500 – Norg B) e nitrogênio mineral (Tedesco et al. 1995).

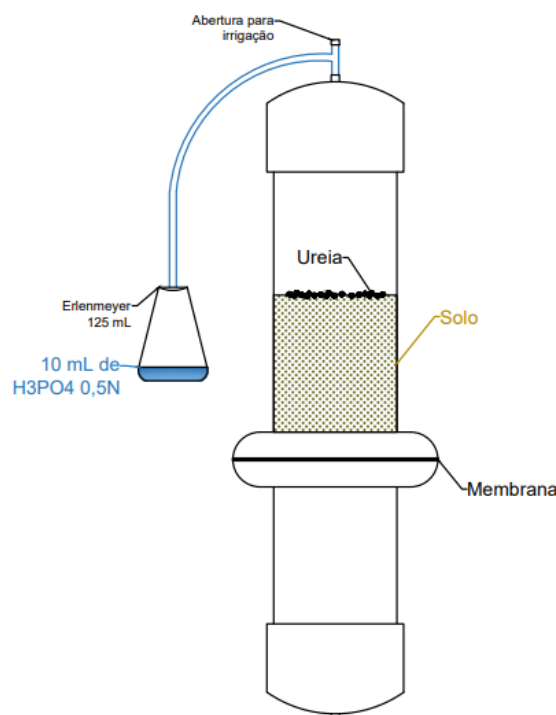


Figura 2: Sistema de liberação de ureia em solo
Ensaio em cultivo de alface

Neste experimento foi feita uma comparação entre a ureia comercial sem recobrimento UC e a ureia com recobrimento de amido, NBPT e quitosana U3 em plantas de alface (*Lactuca sativa*) da variedade crespa caipira

As folhosas foram cultivadas em areia em vasos de 5 litros e os ensaios foram conduzidos em três blocos com distribuição aleatória dos vasos com uma réplica em cada bloco. Após o transplante, as mudas foram irrigadas diariamente, 3 vezes ao dia. Para cada planta foi utilizado 1 g de ureia como fertilizante e a adição dos fertilizantes foi realizada da seguinte forma: 20% da dosagem foi aplicada 10 dias após o transplante, 35% da dose 20 dias após o transplante e 45% da dose 30 dias após o transplante.

Ao final de 38 dias, as plantas foram colhidas e da parte aérea foram determinadas massa fresca e seca. Além disso, as raízes foram coletadas, lavadas, secas naturalmente por 1 dia e determinada a morfologia da planta utilizando o Scanner Epson Expression 11000XL e software RHIZO 2013.

Resultados

Liberação de amônio

Nesta análise de liberação de amônio, demonstrada na Figura 3, diferentes tipos de ureia foram comparados em termos de liberação de nitrogênio para a escolha da concentração ideal de quitosana a ser utilizada posteriormente nos outros materiais. A amostra de ureia com revestimento de quitosana (QA, QB e QC) apresentou uma liberação mais lenta de nitrogênio em comparação com a ureia comercial comum (UC).

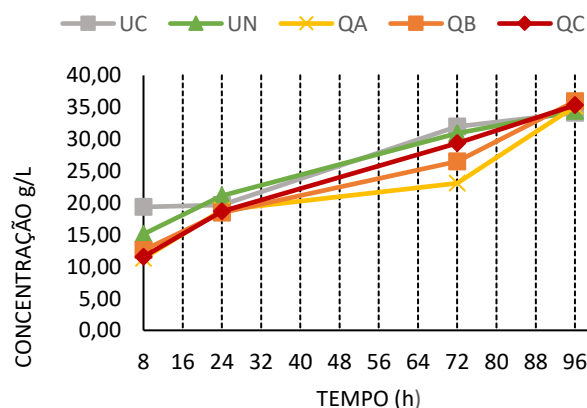


Figura 3: Comparação da liberação de amônio das ureias

No período de 72 h de experimento ocorreu a maior diferença entre as amostras possibilitando uma comparação entre os tratamentos e posteriormente escolha do material utilizado neste trabalho. Conforme Scivittaro et al. (2010), o padrão de volatilização em fertilizantes ocorre de forma lenta nos dois primeiros dias e, após, ocorre um aumento significativo que se estabiliza com o tempo até a liberação total, essa estabilização é evidenciada no período de 96 h após o início do experimento. Assim, a amostra QA apresentou maior capacidade de inibição da enzima urease com um valor final de $23,067 \pm 0,0881$ g/L de NH_4^+ representando uma diferença de 27,8% em relação aos $31,953 \pm 1,6245$ g/L de NH_4^+ da ureia comercial. Por conta disso, a concentração de 2% de quitosana foi a selecionada para compor o aditivo de recobrimento para os demais experimentos.

Liberação em solo, nitrogênio total kjedahl e mineral

O revestimento com quitosana e NBPT foi aplicado em camada única, dupla e tripla, e a eficiência destes foi comparada a da ureia comum e ureia comercial tratada com inibidor em ensaios de liberação no solo, conforme mostra a Figura 4. Apesar de existir uma maior concentração de N no sistema UC para esta análise, estatisticamente não houve diferença significativa nos resultados após análise em ANOVA One Way resultando em valor de $p=0,49886$. Isso indica que os diferentes sistemas estudados foram semelhantes e que os tratamentos de fertilização não tiveram impacto na quantidade total de nitrogênio no final do experimento. Essa falta de diferença pode ser atribuída à aplicação excessiva de ureia, a qual correspondia a 157,172 kg/ha e à quantidade de água usada na irrigação ou até mesmo o período escolhido para o experimento.

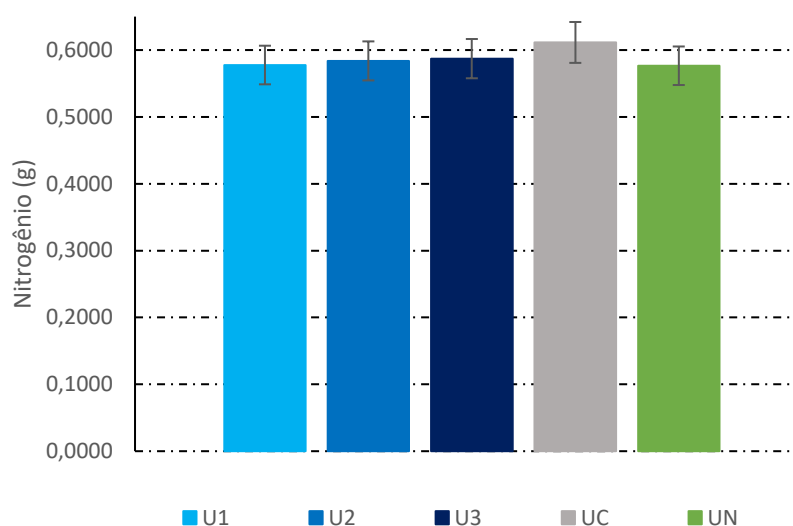


Figura 5: Quantidade de N mineral no solo após o fim do experimento

Sendo assim, uma maior disponibilidade de N mineral resultada pela adição do agente de recobrimento na ureia possibilita um melhor desenvolvimento a um cultivo. Já que as ureias U1, U2 e U3 foram preparadas da mesma forma, variando apenas a quantidade de camadas de recobrimento com solução de quitosana e solução de amido/NBPT, pode-se observar que o tratamento aplicado no fertilizante apresentou melhores resultados conforme o aumento na quantidade de agente de recobrimento aplicado em relação a disponibilidade de N mineral no solo.

Perdas por volatilização

Como não houve lixiviação para o coletor abaixo do solo, os dados de volatilização foram calculados a partir de um balanço de massa considerando a massa inicial de ureia no sistema e os resultados obtidos de N total e N mineral no início e no final do experimento, demonstrados na Tabela 1.

Amostra	U1 (g)	U2 (g)	U3 (g)	UC (g)	UN (g)
N inicial	1,0007	1,0023	1,0038	1,0012	1,0005
N total	0,5776	0,5838	0,5871	0,6114	0,5765
N mineral	0,1895	0,2067	0,2109	0,1805	0,1829
N volatilizado	0,2336	0,2119	0,2058	0,2093	0,2410

Tabela 1: Balanço de massa no sistema para cálculo de N volatilizado no final do ensaio

A partir do balanço de massa verificou-se uma redução na quantidade de N volatilizado com o aumento da quantidade de agente de recobrimento utilizado para os fertilizantes tratados com quitosana, sendo que a amostra U3 apresentou a menor perda de ureia por volatilização. Para a ureia comercial, que teve valor volatilizado semelhante ao da U3, isso se deve

principalmente à quantidade de N total retida no solo, que é superior às outras ureias. No entanto, a análise estatística não encontrou significância nos resultados, com um valor de (p) em ANOVA One Way de 0,3771, o que pode ser resultado de fatores como umidade, dosagem de fertilizantes e quantidade de água aplicada no sistema.

Espectroscopia no infravermelho por transformada de Fourier (FTIR)

A Figura 6 apresenta os espectros de FTIR obtidos para os materiais UC e U3 que foram comparadas com o espectro da quitosana. Os espectrogramas foram analisados quanto a seus picos utilizando tabela obtida da Sigma Aldrich.

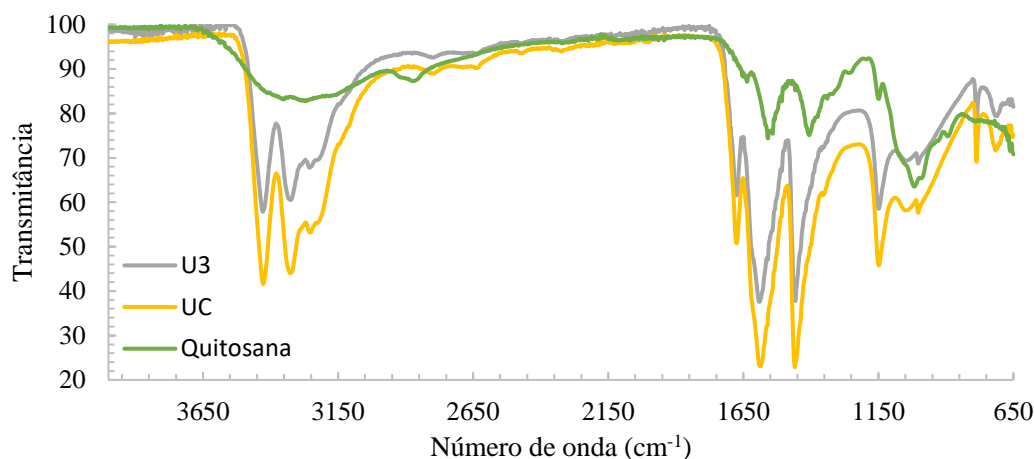


Figura 6: Espectrogramas de FTIR da quitosana e dos materiais UC e U3.

Os picos apresentados em 3330 cm⁻¹, segundo Silverstein (2005), representam a presença de sais de amina nas ureias analisadas. Os picos do estiramento C=O, apresentado em 1680 cm⁻¹, representam amidas secundárias presentes na composição da ureia. Na amostra UC, o pico de 1587cm⁻¹ é devido a amidas, resultando encontrado de forma semelhante por Hussain et al. (2012), o autor também encontrou picos semelhantes ao de 1459 cm⁻¹ e afirmou a presença da ureia neste pico devido a vibração do estiramento C-N, entretanto, para a amostra U3 houve um deslocamento dos picos 1587 cm⁻¹ e 1459 cm⁻¹ para 1591 cm⁻¹ e 1457 cm⁻¹ respectivamente, que conforme Hamid et al. (2013), pode-se sugerir que existem interações significativas entre ureia e quitosana.

Ensaio em cultivo de alface em areia

Os resultados do sistema de cultivo de alface em areia estão descritos na Tabela 2 e estabelecem uma comparação entre a ureia comercial comum UC e ureia com revestimento U1, pois foi a que menos produziu amônio em contato com a enzima urease.

Parâmetros	Ureia Comum	Ureia com Revestimento U1
	Média	Média
Comprimento Total das Raízes (mm)	185,078±4,858 ^a	340,566±34,081 ^b
Área Superficial (mm ²)	55,713±6,333 ^a	110±0,204 ^b
Diâmetro Médio (mm)	1,121±0,094 ^a	1,148±0,057 ^a
Volume de Raízes (cm ³)	1,347±0,339 ^b	2,842±0,295 ^b
Raízes muito finas (Ø<0.5 mm)	113,320±8,917 ^a	165,593±21,011 ^b
Raízes finas (Ø 0.5-2.0 mm)	58,845±1,579 ^a	136,164±13,172 ^a
Raízes grossas (Ø > 0.2 mm)	23,398±2,722 ^a	38,688±0,211 ^b
Peso fresco (g)	1,2±0,141 ^a	1,85±0,212 ^b
Massa seca (g)	0,265±0,035 ^a	0,275±0,035 ^a

Tabela 2 : Comparação de ureia comercial e ureia desenvolvida com NBPT e quitosana em cultivos de alface em areia

Observa-se que a ureia com agente de recobrimento apresentou diferenças em relação à ureia normal, com um aumento de 45% no comprimento total das raízes. De acordo com Galil et al. (2021), o comprimento das raízes está associado à produtividade das plantas, portanto, a ureia produzida neste estudo apresentou uma diferença significativa em relação à ureia comercial na produtividade dos cultivos. Considerando essa diferença, seria interessante realizar novas análises em situações distintas, como ensaios com menor disponibilidade de água e situações extremas para o plantio, a fim de comprovar uma maior eficiência do material produzido.

Conclusão

O desenvolvimento de agentes de recobrimento para uso em fertilizantes é necessário para diminuir problemas associados a perdas de nitrogênio por lixiviação e volatilização, principalmente devido ao aumento na demanda de produção agrícola.

Os resultados de nitrogênio total no experimento em solo foram semelhantes entre as ureias comerciais e as ureias desenvolvidas neste trabalho, entretanto, a diferença apresentada entre as ureias revestidas com quitosana em comparação à ureia comum e ureia com apenas NBPT nos valores de nitrogênio em sua forma mineral foram satisfatórios devido a significatividade estatística dos dados apresentados e uma relação de melhoria na disponibilidade de nitrogênio mineral conforme o aumento da quantidade de material de recobrimento utilizada. Essa diferença é positiva pois representa uma maior parcela de nitrogênio disponível as plantas. Além disso, os resultados obtidos do cultivo de alface demonstraram um aumento no tamanho das raízes da planta, que possibilitam melhor disponibilidade de nutrientes proporcionado pelo fertilizante com recobrimento de quitosana e NBPT, principalmente se tratando de solos mais pobres em nutrientes. Dessa forma, a união de quitosana e NBPT no revestimento de ureia pode ser promissor para redução de perdas e melhora na produtividade agrícola.

Referências Bibliográficas

- Abd El Galil, A. A.; Abou El Salehein E. H.; & El Hamady, M. M.; 2021. Effect of Foliar Spray with Urea and Dry Yeast Extract on Head Lettuce Production. *Plant Production Department, Faculty of Technological & Development*, v. 26, n. 4, p. 1071 – 1086.
- Azeem, B. K.; Kushaari, Z.B.; Man, A.; Basit, T.H.; 2014. *Thanh. Review On Materials & Methods to Produce Controlled Release Coated Urea Fertilizer, J. Control. Release.* v. 181, p. 11–21.
- Beig, B.; Niazi, M. B. K.; Jahan, Z.; Hussain, A.; Zia, M. H.; & Mehran, M. T.; 2020. Coating Materials for Slow Release of Nitrogen from Urea Fertilizer: A Review. *Journal Of Plant Nutrition*, v. 43, n. 10, p. 1510–1533.
- Costa, M. M. E.; Cabral-Albuquerque E. C. M.; Alves T. L. M.; Pinto J. C.; & Fialho R. L.; 2013. Use Of Polyhydroxybutyrate and Ethyl Cellulose for Coating of Urea Granules, *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, v. 61, n. 42, p. 9984-9991.
- Feng, G. D.; Ma, Y.; Zhang, M.; Jia, P. Y.; Hu, H. L.; Liu, C. G.; Zhou, Y. H.; 2019. Polyurethane-coated urea using fully vegetable oil-based polyols: Design, nutrient release and degradation, *Progress in Organic Coatings*, v. 133, p 267-275.
- Gumelar, M. D.; Hamzah, M.; Hidayat, A. S.; Saputra, D. A.; & Idvan.; 2020. Utilization of Chitosan as Coating Material in Making NPK Slow Release Fertilizer. *Macromolecular Symposia*, v. 391, n. 1.
- Hamid, N. N. A.; Mohamad, N.; Hing, L. Y.; Dimin, M. F.; Azam, M. A.; Hassan, M. H. C.; & Shaaban, A. The Effect of Chitosan Content to Physical and Degradation Properties of Biodegradable Urea Fertilizer. *J. Sci. Innovative Res*, v. 2, n. 5, p. 893-902, 2013.
- Huacai, G.; Wan, P.; & Dengke, L.; 2006. Graft Copolymerization of Chitosan with Acrylic Acid Under Microwave Irradiation and Its Water Absorbency. *Carbohydrate Polymers*, v. 66, p. 372–378.
- Hussain, M. R.; Devi, R. R.; & Maji, T. K.; 2012. Controlled Release of Urea from Chitosan Microspheres Prepared by Emulsification and Cross-Linking Method. *Iranian Polymer Journal*, v. 21, n. 8, p. 473–479.
- Li, T.; Gao, B.; Tong, Z.; Yang, Y.; & Li, Y.; 2019. Chitosan and Graphene Oxide Nanocomposites as Coatings for Controlled-Release Fertilizer. *Water, Air, & Soil Pollution*, v. 230, n. 7.
- Liang, D.; Zhang, Q.; Zhang, W.; Liu, L.; Liang, H.; Quirino, R. L.; Zhang, C.; 2018. Tunable Thermo-Physical Performance of Castor Oil-Based Polyurethanes with Tailored Release of Coated Fertilizers. *Journal Of Cleaner Production*, v. 210, p. 1207-1215.
- Linguist, B. A.; Liu, L.; Van Kessel, C.; & Van Groenigen, K. J.; 2013. Enhanced efficiency nitrogen fertilizers for rice systems: Meta-analysis of yield and nitrogen uptake. *Field Crops Research*, v. 154, p. 246–254.
- Liu, W.; Xiong, Y.; Xu, X.; Xu, F.; Hussain, S.; Xiong, H.; Yuan, Y.; 2019. Deep Placement of Controlled-Release Urea Effectively Enhanced Nitrogen Use Efficiency and Fresh Ear Yield of Sweet Corn in Fluvo-Aquic Soil. *Sci. Rep.*, v. 9, p. 20307.
- Lü, S.; Gao, C.; Wang, X.; Xu, X.; Bai, X.; Gao, N.; Liu, M.; 2014. Synthesis of A Starch Derivative and Its Application in Fertilizer for Slow Nutrient Release and Water-Holding. *Rsc Adv.*, v. 4, n. 93, p. 51208-51214.

Mariano, E.; Santana Filho, C. R.; Bortoletto-Santos, R.; Bendassolli, J. A.; & Trivelin, P. C. O.; 2019. Ammonia Losses Following Surface Application of Enhanced-Efficiency Nitrogen Fertilizers and Urea. *Atmospheric Environment*, v. 203, p. 242–251.

Moura, J. M.; Farias, B. S.; Rodrigues, D. A. S.; Moura, C. M.; Dotto, G. L.; & Pinto, L. A. A.; 2015. Preparation of Chitosan with Different Characteristics and Its Application for Biofilms Production. *Journal of Polymers and the Environment*, v. 23, n. 4, p. 470–477.

Moura, J. M.; Farias, B. S.; Rodrigues, D. A. S.; Moura, C. M.; Dotto, G. L.; & Pinto, L. A. A.; 2015. Preparation of Chitosan with Different Characteristics and Its Application for Biofilms Production. *Journal Of Polymers and the Environment*, v. 23, n. 4, p. 470–477.

Ramos, S. W. et al; 2013. Nitrogênio mineral e microbiano do solo em sistemas agroflorestais com palma de óleo na Amazônia oriental. *Acta Amazonica*, v. 43, n. 4.

Scivittaro, W. B.; Gonçalves, D. R. N.; Vale, M. L. C. Do; & Ricordi, V. G.; 2010. Perdas De Nitrogênio por Volatilização de Amônia e Resposta do Arroz Irrigado à Aplicação De Ureia Tratada com o Inibidor de Urease NBPT. *Ciência Rural*, v. 40, n. 6, p. 1283–1289.

Silverstein R. M.; Webster, F. X. & Kiemle, D. J.; 2005. *Spectrometric Identification of Organic Compounds*, John Wiley & Sons, v. 7.

Tedesco, S.A; 1995. *Surface Geochemistry in Petroleum Exploration*, p. 13-17.

Trenkel, 2010 Trenkel, M. E.; 2010. *Slow and Controlled Release and Stabilized Fertilizers: An Option for Enhancing Nutrient Use Efficiency in Agriculture*, Ifa, International Fertilizer Industry Association

Weska, R.; Moura, J. M.; Batista, L. M.; Rizzi, J.; Pinto, L. A. A; 2007. Optimization of deacetylation in the production of chitosan from shrimp waste: use of response surface methodology. *Journal of Food Engineering, Oxford*, v. 80, n. 3, p. 749-753.

Witte, C.-P.; & Medina-Escobar, N.; 2001. In-Gel Detection of Urease with Nitroblue Tetrazolium and Quantification of The Enzyme from Different Crop Plants Using the Indophenol Reaction. *Analytical Biochemistry*, v. 290, n. 1, p. 102–107.

World Population to Reach 8 billion This Year, As Growth Rate Slows. United Nations, Population Division, Department of Economic and Social Affairs, 2022. Disponível Em: <<https://News.Un.Org/En/Story/2022/07/1122272>>. Acesso em: 27/10/2022.

Wu, L.; & Liu, M.; 2008. Preparation and Properties of Chitosan-Coated Npk Compound Fertilizer with Controlled-Release and Water-Retention. *Carbohydrate Polymers*, v. 72, n. 2, p. 240–247.

Zhao, X.; Qi, X.; Chen, Q.; Ao, X.; & Guo, Y.; 2020. Sulfur-Modified Coated Slow-Release Fertilizer Based on Castor Oil: Synthesis and A Controlled-Release Model. *Acs Sustainable Chemistry & Engineering*, v. 8, n. 49, p. 18044-18053.

SÍNTESE DE ADITIVO PARA RECOBRIMENTO DE FERTILIZANTE NITROGENADO

1Danielli Martins Sanderi, 2Lucas Kayser, 3Gabriela Amaral, 4Nicolas Alberton Mandelli, 5Danton William Teixeira Schmidt, 6Flávia Melara, 7Ana Paula Vanin, 8Jefferson Steffanello Piccin

1 Universidade Federal do Rio grande do Sul, e-mail: danisanderi@gmail.com; 2 Universidade de Passo Fundo - lkskayser@gmail.com, 3 Universidade de Passo Fundo - 159012@Upf.br, 4 Universidade de Passo Fundo - nickalberton10@gmail.com, 5 Universidade de Passo Fundo, e-mail: dantonws@hotmail.com, 6 Universidade de Passo Fundo – flaviamelara@gmail.com, 7 Universidade de Passo Fundo, e-mail: paula.vanin@sertao.ifrs.edu.br 8 Universidade de Passo Fundo, e-mail: jefersonpiccin@upf.br

Resumo

A ureia é um importante fertilizante nitrogenado utilizado na adubação de plantas, porém sua aplicação pode levar a perdas significativas de nitrogênio por decomposição, desnitrificação, lixiviação e volatilização, sendo esta última a principal forma de perda. Quando a ureia é aplicada ao solo, a enzima urease produzida por microrganismos hidrolisa os grupos amino, produzindo amônia, que é um gás com grande propensão a volatilização. Visando minimizar as perdas de nitrogênio, fertilizantes de eficiência aumentada têm sido estudados e desenvolvidos, que utilizam inibidores de urease e revestimentos com polímeros para minimizar a hidrofobicidade deste fertilizante. Neste estudo, foi desenvolvido um fertilizante de eficiência aumentada, quitosana reticulada combinada com um inibidor de urease no revestimento de ureia. O fertilizante recoberto foi fabricado por meio da utilização de uma solução de quitosana reticulada com glutaraldeído e gelatina, em combinação com NBPT., sendo testado em experimentos de liberação de nitrogênio em solo durante 15 dias, comparando-se com ureia comercial com NBPT e ureia comercial sem recobrimento. Os resultados mostraram que o recobrimento desenvolvido neste estudo apresentou menor liberação de nitrogênio no início do experimento, menor quantidade de amônia liberada (48% até 52%) através da ação da enzima urease e menor liberação de nitrogênio orgânico no lixiviado em comparação com as demais amostras testadas. Esses resultados sugerem que o fertilizante recoberto desenvolvido neste estudo apresenta potencial para minimizar as perdas de nitrogênio e melhorar a eficiência da adubação.

Introdução

Como um macronutriente essencial, o nitrogênio é um dos nutrientes requeridos em maior quantidade pelas plantas (GONÇALVES et al., 2000). Com o aumento da população mundial está ocorrendo aumento na demanda por alimentos e outros produtos de origem agrícola, fazendo o consumo de fertilizantes nitrogenados aumentar (GOYAL et al., 2021). Plantações de milho e de cana-de-açúcar são responsáveis por 60% do consumo desse nutriente no Brasil (MOTTIN, 2016), que segundo a Anda (Associação Nacional de Difusão de Adubos) em 2022 foi de 37.716.641 toneladas (ANDA, 2023).

A ureia ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$) apresenta como vantagens a elevada concentração de nitrogênio (N) e o custo reduzido de nitrogênio por unidade, excelente relação de custo-benefício e rápida absorção pelas plantas, é o fertilizante nitrogenado mais utilizado na agricultura mundial (CIVARDI et al., 2011). Embora seu rendimento seja alto, ainda assim ocorrem perdas de nitrogênio por decomposição, desnitrificação, lixiviação e volatilização, sendo a volatilização a principal fonte de perda deste nutriente (VO et al., 2021; ANDREUCCI, 2007).

Estudos indicam que essas perdas podem chegar a 80% do Nitrogênio (N) aplicado, dependendo das condições como decomposição, desnitrificação, lixiviação e volatilização. Temos várias maneiras de aplicação de ureia, aplicação de superfície, ureia de cobertura, via fertirrigação e incorporação de ureia no solo, sendo a mais utilizada a de superfície. Quando a ureia é aplicada superficialmente, a perda média é de cerca de 20% (CIVARDI et al., 2011). Essas perdas ocasionam a diminuição da eficiência do fertilizante gerando assim a necessidade de maior utilização e consequentemente gerando impactos ambientais (VO et al., 2021; ANDREUCCI, 2007).

Buscando aumentar a eficiência dos fertilizantes nitrogenados, algumas tecnologias vêm sendo desenvolvidas como, por exemplo, fertilizantes nitrogenados de baixa solubilidade, de liberação lenta ou controlada, estabilizados com inibidores capazes de minimizar perdas no ambiente, sendo eles classificados “Fertilizantes de Eficiência aumentada” (FREITAS, 2017).

Os fertilizantes de eficiência aumentada retardam o processo de hidrólise da ureia por 7 a 14 dias quando utilizados inibidores de urease (TRENKEL, 2010). Estes inibidores podem ser aplicados em forma de revestimento feitos de materiais, como por exemplo, polímeros, pois se organizam na forma de grânulos formando uma camada protetora e semipermeável permitindo a solubilidade gradual do nutriente (PEREIRA et al., 2009). Além dos revestimentos feitos de polímeros, outras opções para aplicação de inibidores são possíveis. Uma delas é a utilização de gelatina que é uma mistura de poli e oligopeptídios que tem a característica de formar micro esferas possibilitando a sua utilização na liberação controlada de drogas, também pode ser utilizada para a produção de fertilizantes de eficiência aumentada (TANG et al., 2017).

Com isso, a indústria e a pesquisa de fertilizantes têm investido em tecnologias há várias décadas a fim de reduzir as perdas de nitrogênio da ureia. Diversos grupos de pesquisa têm dedicado esforços à identificação dos principais pontos limitantes no metabolismo do nitrogênio em plantas (BREDEMEIER; MUNDSTOCK, 2000).

Alguns polímeros de origem natural têm ganhado destaque em pesquisas com recobrimento de fertilizantes por serem biodegradáveis, dentre eles pode-se destacar a quitosana e a gelatina. Estudos feitos com a quitosana mostrou a eficiência dela em diversas áreas, e a importância das vantagens dela na questão de ser biodegradável, biocompatível e de ser um material relativamente fácil de se conseguir (AZEVEDO, 2007).

Já com alguns estudos, a quitosana vem se mostrando com grande potencial no meio agrícola com uma ampla gama de aplicações em diversos setores como na indústria cosmética, farmacêutica. No setor agrícola é usada como defensivo e adubo para plantas. Na indústria alimentícia, tem vários usos como conservantes e recobrimentos para frutas (FREITAS, 2020).

A quitosana é um polissacarídeo encontrado em certos micro-organismos, composta por 2-amino-2-desoxi-D-glicopirranose e 2-acetamida-2-desoxi-D-glicopirranose, essas unidades são ligadas por meio de ligações glicosídicas β (1-4), derivado da desacetilação da quitina em meio alcalino permitindo a interação da quitosana com uma vasta gama de substâncias podendo ser dissolvida em solução aquosa ácida como por exemplo, ácido acético (DOTTO, 2010; PICCIN et al., 2011).

Este biopolímero tem ganhado destaque pela sua capacidade de gelificação e formação de filmes e tem sido comumente utilizado na forma de hidrogel a fim de controlar a liberação de componentes ativos em alimentos, drogas e também na área agrícola (VO et al., 2021; WANG et al., 2016). Embora haja artigos de revisão que discutem a funcionalização da quitosana e a aplicação de seus derivados, há uma escassez de relatos detalhados sobre os diversos processos e agentes de reticulação empregados. Porém temos estudos que relataram que a ligação entre quitosana e glutaraldeído obtiveram melhores resultados que a quitosana somente, por formarem uma rede porosa com melhores propriedades de formação de hidrogéis ou membranas que são definidos conforme a proporção de quitosana e glutaraldeído (CRINI; BADOT, 2008). Ao longo do tempo diversas tecnologias foram desenvolvidas a fim de melhorar a eficiência dos fertilizantes, entretanto pouco se estudou sobre a união de tecnologias para uso combinado de polímeros com inibidores de urease afim de produzir fertilizantes de eficiência aumentada.

O objetivo central deste estudo consiste em abordar a problemática das perdas de nitrogênio durante a aplicação de ureia, buscando diminuir esse fenômeno por meio da implementação de recobrimentos de eficiência aumentada. Com ideia de contribuir para a otimização do processo de aplicação de ureia, reduzindo as perdas de nitrogênio e maximizando a utilização desse importante nutriente nas culturas agrícolas. O uso de recobrimentos com maior eficiência representa uma estratégia promissora para melhorar a eficácia da ureia, minimizando a volatilização do nitrogênio e, assim, aumentando sua disponibilidade para as plantas.

Metodologia

A pesquisa foi conduzida em duas etapas distintas. Na primeira etapa, houve o desenvolvimento dos agentes de recobrimento, bem como a aplicação desses agentes no processo de recobrimento da ureia. Já na segunda etapa, foram realizadas análises para comparar a eficiência da ureia desenvolvida, que apresentou aumento significativo, com as demais opções disponíveis no mercado. As metodologias utilizadas para as análises são orientadas pelo *Standard Methods* (APHA, 1998) e seus números de identificação estão descritos como: controle (solo sem fertilizante) (S1); Ureia comercial com NBPT (UC); Ureia com tratamento QG/GN (QG/GN); Ureia comercial sem recobrimento (U/N).

Na primeira fase da pesquisa, foram desenvolvidas duas soluções diferentes para o recobrimento da ureia. Em seguida, a ureia foi recoberta com essas soluções, gerando as amostras ureia recoberta com quitosana reticulada com glutaraldeído e gelatina/NBPT (QG/GN). Essas amostras foram submetidas à análise de atividade da urease. Na segunda fase do experimento, foi realizado o teste de liberação de nitrogênio no solo a partir das amostras recobertas. Em seguida, foram realizadas análises para avaliar os níveis de nitrogênio amoniacal volatilizado, nitrito e nitrato do lixiviado, bem como o nitrogênio total do lixiviado e do solo. Essa última análise foi realizada apenas após o término do experimento.

Os experimentos descritos neste estudo foram conduzidos no Laboratório de Processos Químicos do curso de Engenharia Química da Universidade de Passo Fundo. A quitosana utilizada foi obtida a partir das cascas de camarão, seguindo o método descrito por Weska et al. (2007) com adaptações de Moura et al. (2015). O grau de desacetilação da quitosana utilizada foi superior a 80%. A gelatina e o NBPT utilizados foram adquiridos comercialmente. Foram utilizados dois tipos de ureia comercial, uma com revestimento de NBPT e outra sem para comparação com a ureia desenvolvida neste trabalho. O solo utilizado nos experimentos foi do tipo Latossolo Vermelho Distrófico húmico (conforme descrito por STREK et al., 2008).

Para a formulação do agente de recobrimento, foi empregada uma solução de quitosana a 2% (em peso por volume), à qual foi incorporado glutaraldeído. Adicionalmente, uma solução contendo NBPT e gelatina comercial foi preparada. O resultado final foi designado como QG/GN. A solução de quitosana foi preparada por meio de uma agitação constante, na qual 1 grama de quitosana foi dissolvida em 50 mililitros de ácido acético (1%) ao longo de um período de 30 minutos. Posteriormente, foi adicionado 0,055 gramas de glutaraldeído (25%) para promover a reticulação da solução.

Concomitantemente, foi preparada uma solução por meio de agitação constante utilizando 1 grama de gelatina comercial dissolvida em 50 mililitros de água destilada, sendo posteriormente aquecida a 45°C. Em seguida, 10 gramas de ureia sem recobrimento (200 gramas por litro) foram adicionados, juntamente com 5 gramas de NBPT (100 gramas por litro), quando a temperatura estabilizou em 45°C. A agitação foi mantida até que a completa solubilização ocorresse.

O recobrimento do fertilizante foi realizado adicionando-se 0,1 mililitro da solução de gelatina juntamente com NBPT, seguido de homogeneização, e em seguida, adicionou-se 0,1 mililitro da solução de quitosana reticulada em 10 gramas

de ureia comercial sem recobrimento. Essa mistura foi realizada em um misturador rotativo e posteriormente seca em uma estufa a 50°C por 1 hora. O produto resultante foi codificado como QG/GN.

Com o objetivo de avaliar a perda de nitrogênio por volatilização e lixiviação, foi montado um esquema experimental fechado conforme pode ser visto na Figura 1.

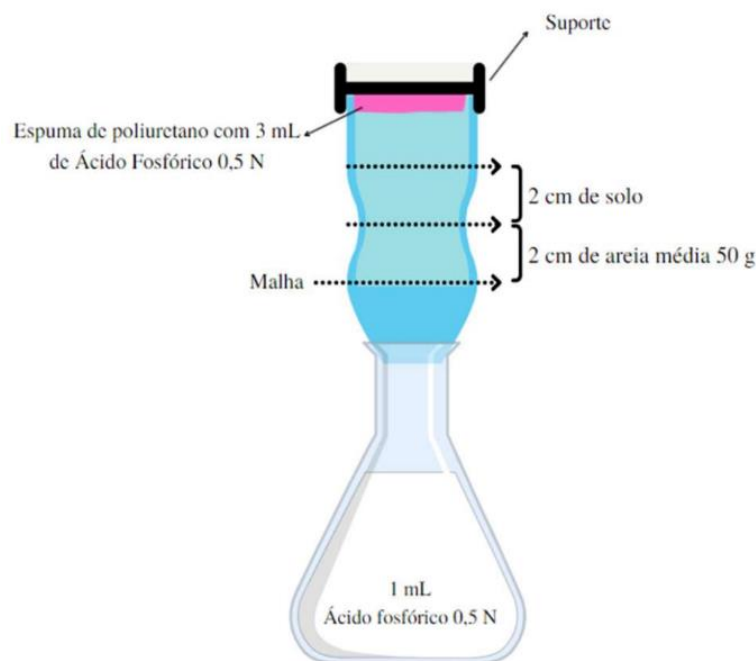


Figura 1: Representação esquemática do aparato para ensaio de liberação de nitrogênio no solo

No experimento, em tubos de PET com diâmetro de 6,3 cm foram adicionadas duas camadas diferentes. A camada inferior foi composta por areia, com uma espessura de 2,5 cm, já a camada superior consistiu em solo, com uma espessura de 2 cm. Foram adicionados 1 g de fertilizante ao solo, sendo testadas três amostras diferentes: U/N, UC e QG/GN desenvolvida neste estudo. As amostras foram irrigadas todos os dias, com 60 mL de água destilada, correspondendo a 20 mm de chuva. Em intervalos de 3, 7 e 15 dias após o início do experimento, foram coletadas amostras do lixiviado, nas quais foram medidos o volume e o pH, e em seguida analisados os níveis de nitrogênio total, nitrito e nitrato presentes. As metodologias utilizadas para as análises foram baseadas no *Standard Methods*.sta

As análises de nitrogênio total e amoniacal foram realizadas em um destilador de nitrogênio, enquanto as análises de nitrito, nitrato e atividade da urease foram medidas em um espectrofotômetro por meio da leitura de suas absorvâncias. As perdas por volatilização foram determinadas seguindo a metodologia proposta por Oliveira et al. (2008), utilizando um coletor de espuma. Os experimentos foram realizados em triplicata, sendo comparados a um controle sem a aplicação de fertilizante. Foram executadas 4 amostras, sendo S1 o controle (solo sem fertilizante), UC a ureia comercial com NBPT, QG/GN a ureia com tratamento QG/GN e U/N a ureia comercial sem recobrimento.

Com o objetivo de calcular a quantidade de nitrogênio liberada em cada amostra, foram subtraídos os valores obtidos na análise triplicada S1 (somente solo, sem aplicação de fertilizante). Isso foi feito em cada análise a fim de estabelecer um controle para comparação.

Para avaliar a quantidade de liberação de amônio e comparar a capacidade de inibição da atividade da urease das amostras de ureia UC, QG/GN e U/N, foi utilizada a metodologia de Witte e Medina-Escobar (2001) com modificações.

Os dados obtidos das análises de liberação de amônio, nitrogênio total, nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal foram tratados por meio da análise de variância usando o teste *One-way* ANOVA, em que a variável independente foi o tratamento e a variável dependente foi a quantidade de nitrogênio. Para o teste *One-way* ANOVA, foram utilizados os valores totais das triplicatas do experimento de liberação, enquanto para a liberação de amônio foram utilizados os valores totais de liberação. Para a análise de variância fatorial, a quantidade de nitrogênio liberada foi considerada como variável dependente, e o tempo (3, 7 e 15) e o tratamento da amostra (amostra com quitosana reticulada + gelatina/NBPT, ureia sem tratamento, ureia com NBPT) foram considerados como variáveis independentes.

Resultados e discussão

Na Figura 2 estão dispostos os resultados de concentração de amônio obtidos (após 24h). A análise estatística indicou que não houve diferença significativa entre as ureias UC e U/N, entretanto, a ureia QG/GN apresentou diferença estatisticamente significativa em relação às outras amostras.

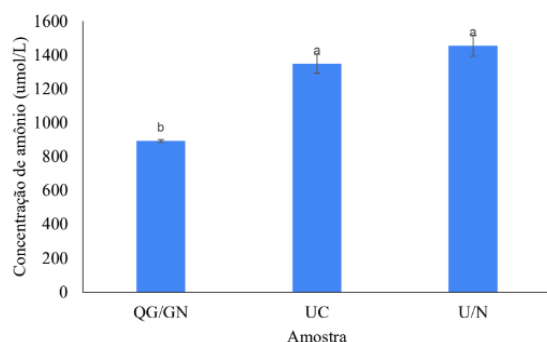


Figura 2: Concentrações finais de amônio após a hidrólise da ureia pela enzima urease.

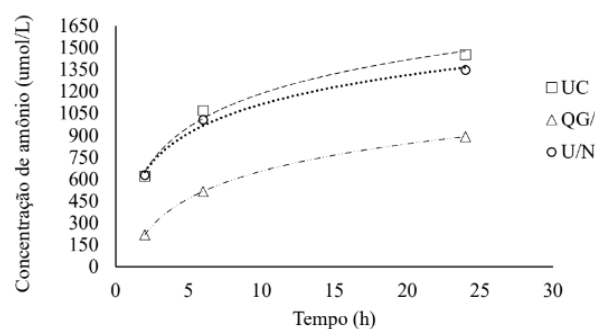


Figura 3: Concentração em função do tempo da liberação de amônio através da hidrólise da ureia pela enzima urease.

A amostra QG/GN apresentou maior capacidade de inibição da atividade da enzima urease, evidenciando uma concentração final total de $892,695 \pm 8,27 \mu\text{mol/L}$ (Figura 2) após 24 horas de contato com a enzima. Por outro lado, a amostra de ureia comercial com inibidor de urease obteve uma concentração final total de $1347,595 \pm 55,85 \mu\text{mol/L}$ (Figura 3). A amostra que apresentou menor capacidade de inibição foi a ureia comum, apresentando uma concentração final total de $1454,372 \pm 62,06 \mu\text{mol/L}$ (Figura 3). Ambas as amostras de ureia QG/GN e UC contêm inibidores de urease em sua formulação, diferenciando-se apenas pelo tratamento de recobrimento (aplicado apenas na ureia QG/GN).

A partir dos resultados da atividade da urease, pode-se observar que o tratamento aplicado à ureia QG/GN minimizou a reação da urease com o material. O inibidor utilizado para o tratamento da ureia não apresentou efeito de inibição completa da transformação em amônio durante todo o período do experimento, entretanto, nas primeiras horas, como evidenciado na Figura 3, pode-se observar uma diminuição dessa liberação com o passar do tempo. Tasca et al. (2020) também observaram resultados semelhantes, onde não ocorreu diferença na volatilização total acumulada, porém houve um atraso no pico de perda máxima. Os dados obtidos para atividade da urease correlacionam-se com os resultados de nitrogênio amoniacal volatilizado na Figura 4. Observa-se que, no terceiro dia do experimento, a liberação de nitrogênio na forma amoniacal foi maior para a amostra U/N, enquanto as amostras UC e QG/GN apresentaram valores próximos de liberação. Conforme o experimento avançou, a amostra de U/N teve uma queda na liberação, enquanto a amostra de UC apresentou um aumento, e ambas diminuíram a liberação no final do experimento. A amostra QG/GN apresentou uma tendência de queda ao longo do experimento, apresentando, ao final, a menor liberação total de nitrogênio.

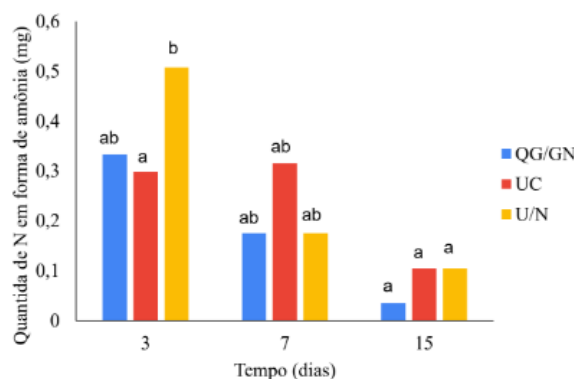


Figura 4: Massa de nitrogênio em forma de amônia no volatilizado pelo tempo.

De acordo com os resultados, o recobrimento na primeira camada com gelatina/NBPT resultou na formação de uma camada externa no grânulo do fertilizante que minimizou as perdas por volatilização devido à presença do inibidor de urease que retardou a reação da ureia com a enzima urease. O segundo recobrimento com quitosana reticulada com glutaraldeído pode ter criado uma camada externa adicional à camada de gelatina/NBPT, diminuindo a permeabilidade do material à água e, portanto, dificultando a perda dos nutrientes. Segundo Wang et al. (2016), a quitosana é capaz de formar sistemas de liberação de medicamentos por meio de gelificação e formação de filmes em soluções aquosas ácidas devido à protonação dos grupos

amino, o que pode ter o mesmo efeito sobre os fertilizantes. Portanto, o recobrimento aplicado à ureia QG/GN contribuiu para minimizar as perdas de nitrogênio, como evidenciado por suas menores quantidades de liberação em comparação com a ureia com NBPT (UC) e a ureia sem tratamento (U/N).

Para a liberação de nitrogênio total no lixiviado ao longo do tempo do experimento notou-se maior variação entre os diferentes tratamentos, conforme mostrado na Figura 5. Os tratamentos QG/GN, UC e U/N liberaram 38,04, 42,71 e 49,78 mg de N em forma orgânica no total do experimento, respectivamente. Observou-se também que a quantidade de nitrogênio no lixiviado diminuiu ao longo do tempo, o que é esperado para fertilizantes, que tendem a liberar todo o nutriente gradualmente.

Figura 11 – Massa de nitrogênio no lixiviado pelo tempo em dias.

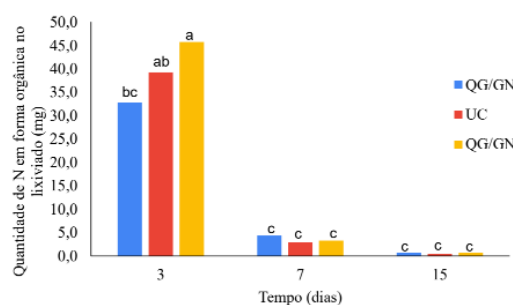


Figura 5: Massa de nitrogênio no lixiviado pelo tempo em dias.

Os resultados do teste de Tukey demonstraram uma diferença significativa no terceiro dia de experimento de liberação de nitrogênio total no lixiviado entre a amostra UN e as demais, conforme mostrado na Figura 5. A amostra UN liberou uma quantidade maior de nitrogênio total no lixiviado em comparação com as outras amostras, enquanto nos tempos 7 e 15 não houve diferença significativa entre elas.

Os resultados indicam que o tratamento da ureia QG/GN teve efeitos na liberação de nitrogênio total no lixiviado nos primeiros dias do experimento. Assimi et al. (2020) discutem que a quitosana é um material inovador na área de revestimentos de fertilizantes, devido à sua capacidade de retenção de água por meio do comportamento de dilatação na água. As características físico-químicas da quitosana, como o grau de desacetilação, as condições de reação, o pH, a temperatura, o tipo de solvente utilizado e a concentração de agente reticulante, afetam a reticulação da quitosana. Algumas consequências da reticulação incluem a diminuição da porosidade do material, a permeabilidade à água e a difusão de substâncias aprisionadas nas redes poliméricas formadas, a redução da quantidade de grupos aminos livres, o que consequentemente reduz as possibilidades de ligações de hidrogênio com moléculas de água, e o aumento da resistência à solubilidade em água (PAVONI, 2018). Acredita-se que a reticulação da quitosana com glutaraldeído aplicada na amostra QG/GN inicialmente conferiu certo nível de permeabilidade da água ao fertilizante, retardando assim a quantidade de nitrogênio lixiviado em comparação com as amostras que não receberam esse tratamento.

A Figura 6 apresenta os resultados da análise de nitrato ao longo do tempo do experimento, onde se observa que no primeiro dia os valores obtidos ficaram bastante próximos entre as diferentes amostras, como evidenciado pelo teste estatístico que não demonstrou diferença significativa entre elas. Há a possibilidade do método de análise não ser sensível o suficiente para captar diferenças mais significativas entre as amostras.

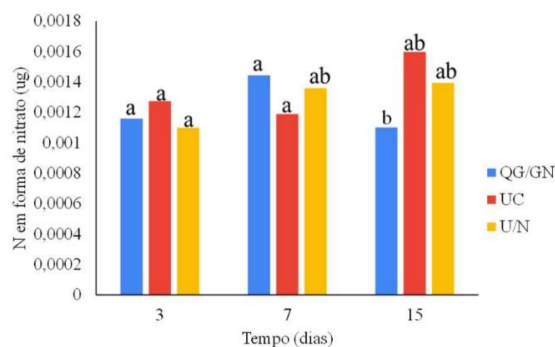


Figura 6: Massa de nitrogênio em forma de nitrato pelo tempo.

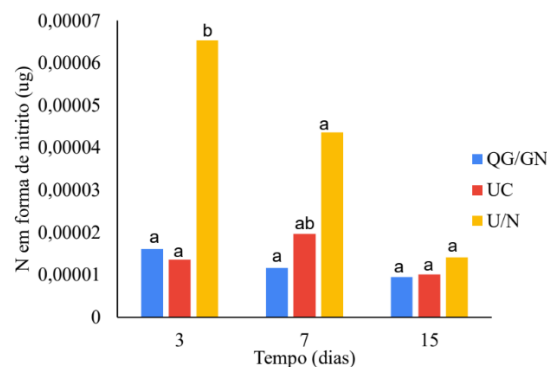


Figura 7: Massa de nitrogênio em forma de nitrito pelo tempo.

Entretanto, no dia 7 e 15, observa-se diferenças significativas na amostra de ureia U/N, na ureia UC do dia 15 e na ureia QG/GN que apresentou menor liberação de nitrato no lixiviado. Ao avaliar a massa de nitrogênio em forma de nitrito presente nas amostras, verificou-se que a ureia U/N se destacou por apresentar maior liberação em relação às outras amostras no dia 3 do experimento (Figura 7). Esse resultado foi confirmado pelo teste de Tukey (Figura 7), que evidenciou diferenças significativas entre a ureia U/N e as demais ureias no primeiro dia.

A Figura 8 indica que a amostra QG/GN apresentou a menor concentração de nitrogênio total, com um valor de $26,33 \pm 2,82$ mg. A ureia UC apresentou um valor de $34,33 \pm 2,28$ mg, enquanto a ureia U/N apresentou um valor de $41,66 \pm 9,24$ mg ao final do experimento. Para avaliar o balanço de massa da ureia utilizada, os resultados de todos os experimentos foram convertidos em massa de nitrogênio e somados. Como foram utilizados 1 g de ureia no início do experimento e a ureia contém aproximadamente 45% de nitrogênio em sua composição (ANDREUCCI, 2007), estima-se que a liberação total de nitrogênio deveria ser de 0,45 g ao final do experimento.

Figura 14 – Quantidade de nitrogênio total no solo.

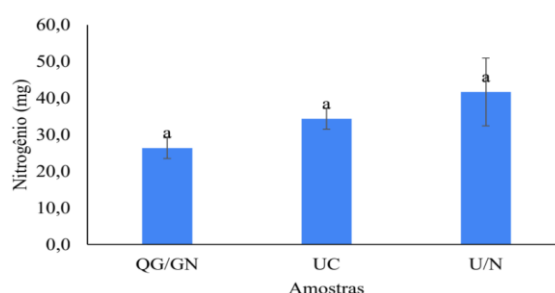


Figura 8: Quantidade de nitrogênio total no solo.

A Tabela 1 apresenta as quantidades totais de nitrogênio liberadas por cada tratamento e revela que a ureia QG/GN foi a que menos liberou nitrogênio em comparação às outras ureias, totalizando cerca de 64,914 mg. Por outro lado, a ureia UC e a ureia U/N liberaram 77,53 mg e 92,24 mg de nitrogênio, respectivamente. É possível inferir que a diferença na quantidade de nitrogênio na Tabela 2 está presente na forma de nitrito e nitrato no solo, sendo um resultado interessante, visto que essas são as formas que podem ser assimiladas pelas raízes das plantas numa possível aplicação de um material desenvolvido com essa tecnologia (BREDEMEIER; MUNDSTOCK, 2000).

Amostra	QG/GN (mg)	UC (mg)	U/N (mg)
Nitrito (lixiviado)	$3,73 \times 10^{-8}$	$3,73 \times 10^{-8}$	$1,20 \times 10^{-7}$
Nitrato (lixiviado)	0,00135	0,00123	0,00128
N amoniacal (volatilizado)	0,54250	0,48417	0,78750
N total (lixiviado)	38,03878	42,7082	49,7838
N total (solo)	26,3333	34,3333	41,6666
Total	64,91465	77,52693	92,23925
Diferença para 450 mg	38,08505	372,47307	357,76075

Tabela 1: Quantidade de nitrogênio em cada análise e o total de nitrogênio liberado.

Comentários finais

A ureia é amplamente utilizada na agricultura como fonte de nitrogênio, sendo um dos fertilizantes mais eficientes. No entanto, perdas significativas de nitrogênio ocorrem, resultando em impactos ambientais. Para minimizar essas perdas, novas tecnologias têm sido desenvolvidas, incluindo agentes de recobrimento de eficiência aumentada. Neste estudo, avaliou-se o efeito da quitosana, gelatina e inibidor de urease no recobrimento da ureia para minimizar as perdas de nitrogênio. Os resultados indicam que a ureia com recobrimento desenvolvida neste trabalho apresentou menor liberação de amônio e nitrogênio lixiviado, além de maior quantidade de nitrito e nitrato no solo, o que sugere que a ureia recoberta apresentou maior disponibilidade de nitrogênio para as plantas. No entanto, ainda são necessárias análises para otimizar a concentração de

reagentes utilizados no recobrimento e confirmar as hipóteses apresentadas neste trabalho, incluindo a análise de nitrito e nitrato no solo em trabalhos futuros. Em conclusão, os resultados indicam que a ureia recoberta com quitosana, gelatina e inibidor de urease foi eficaz na minimização de perdas de nitrogênio, apresentando potencial para melhorar a eficiência do uso de fertilizantes na agricultura.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a Capes, Universidade de Passo Fundo, CNPq e projeto MAI/DAI n° 140543/2021-0.

Referências Bibliográficas

- ANDREUCCI, M.P. Perdas nitrogenadas e recuperação aparente de nitrogênio em fontes de adubação de capim elefante, 2007. 102 – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.
- APHA (1998). Standard Methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, ed. 20. Washington.
- ASSIMI E.T.; LAKBITA, O.; EL MEZIANE, A.; KHOULOU, M.; DAHCHOUR, A.; BENIAZZA, R.; BOULIF, R.; RAIHANE, M.; LAHCINI, M. Sustainable coating material based on chitosan-clay composite and paraffin wax for slow-release DAP fertilizer. *International Journal of Biological Macromolecules*, v. 161, p. 492–502, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2020.06.074>
- AZEVEDO, VVCea et al. Quitina e Quitosana: aplicações como biomateriais. *Revista eletrônica de Materiais e processos*, v. 2, n. 3, p. 27-34, 2007.
- BREDEMEIER, C; MUNSTOCK, C.M. Regulation of nitrogen absorption and assimilation in plants. *Ciência Rural*, Santa Maria, v. 30, n. 2, p. 365-372, 2000.
- CARMO, Janaina Braga do et al. Disponibilidade de nitrogênio e fluxos de N₂O a partir de solo sob pastagem após aplicação de herbicida. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 29, p. 735-746, 2005.
- CIVARDI, Ederson Antonio et al. Ureia de liberação lenta aplicada superficialmente e ureia comum incorporada ao solo no rendimento do milho. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, v. 41, p. 52-59, 2011.
- CRINI, G; BADOT, P.M. Application of chitosan a natural aminopolysaccharide, for dye removal from aqueous solutions by adsorption process using batch studies: A review of recent literature. *Progress in Polymer Science*, v. 33, p. 399-447, 2008.
- DIAS, C; 2018. "Novo fertilizante deve reduzir custos no emprego de ureia". Disponível em <https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/34227800/novo-fertilizante-deve-reduzir-custos-no-emprego-de-ureia>, acesso em: 04/2023.
- DOTTO G.L. Adsorção de corantes alimentícios pelo biopolímero quitosana. Dissertação (Mestre em Engenharia e Ciência de alimentos.) - Universidade Federal do Rio Grande, [S.l.], 2010.
- FREITAS, Karla de Frias. Preparação e caracterização de quitosana incorporada com o fertilizante KH₂PO₄ como potencial aplicação na liberação modificada dos nutrientes NPK. 2020.
- FREITAS, T. Fertilizantes nitrogenados convencionais, estabilizados, de liberação lenta ou controlada na cultura do cafeeiro: eficiência e custos, 2017. 96 – Universidade Federal de Lavras, Minas Gerais, 2017.
- GONÇALVES, C. N.; CERETTA, C. A.; BASSO, C. J. Sucessões de culturas com plantas de cobertura e milho em plantio direto e sua influência sobre o nitrogênio no solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 24, p. 153-159, 2000.
- GOYAL R. K. Schmidt. M. A Molecular biology in the improvement of biological nitrogen fixation by rhizobia and extending the scope to cereals. *Microorganisms*, 2021.
- Goyal, R.K.; Schmidt, M.A.; Hynes, M.F. Molecular Biology in the Improvement of Biological Nitrogen Fixation by Rhizobia and Extending the Scope to Cereals. *Microorganisms* 2021, 9, 125. <https://doi.org/10.3390/microorganisms9010125>
- MACHADO, T. S.; CRESTANI, L.; MARCHEZI, G.; MELARA, F.; DE MELLO, J. R.; DOTTO, G. L.; PICCIN, J. S. Synthesis of glutaraldehyde-modified silica/chitosan composites for the removal of water-soluble diclofenac sodium. *Carbohydrate Polymers*, p. 118868, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2021.118868>

MOTTIN, A.C. 2016. "Desenvolvimento e aplicação de sistemas para liberação prolongada de fertilizantes obtidos com nanofibras de poli(3-hidroxi-butirato) (phb) incorporadas com hidrogéis". Ouro Preto. 109.

PAVONI, J.M.F. Desenvolvimento de filmes densos de quitosana para aplicações como membranas e embalagens. 2018. 159. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Rio Grande do Sul, 2018.

PEREIRA, H.S.; LEÃO, A.F.; VERGINASSI, A.; CARNEIRO, M.A.C. Ammonia volatilization of urea in the out-of-season corn. R. Bras. Ci. Solo, v. 33, p. 1685-1694, 2009.

PICCIN, J. S.; DOTTO, G. L.; VIEIRA, M. L. G.; PINTO, L. A. A. Kinetics and Mechanism of the Food Dye FD&C Red 40 Adsorption onto Chitosan. J. Chem. Eng. Data, v. 56, p. 3759- 3765, 2011.

VO, P. T.; NGUYEN, H. T.; TRINH, H. T.; NGUYEN, V. M.; LE, A. T.; TRAN, H. Q.; NGUYEN, T. T. T. The nitrogen slow-release fertilizer based on urea incorporating chitosan and poly(vinyl alcohol) blend. Environmental Technology and Innovation, v. 22, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101528>

WANG, J.; LIU, S.; QIN, Y.; CHEN, X.; XING, R.; YU, H.; LI, K.; LI, P. Preparation and characterization of controlled-release fertilizers coated with marine polysaccharide derivatives. Chinese Journal of Oceanology and Limnology, v. 35, n. 5, p. 1086–1093, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00343-017-6074-9>.

USO DO PÓ DE RESÍDUO DE CURTUME COMO ADIÇÃO EM ARGAMASSA: UMA REUTILIZAÇÃO SUSTENTÁVEL

Paulo de Castro Guetti¹, Paulo Roberto Garcia², Artur Lima Donadel³, Vinicius Astorino Bizelli⁴

1Universidade Federal do Triângulo Mineiro, e-mail: paulo.guetti@uftm.edu.br;

2Universidade Federal do Triângulo Mineiro, e-mail: paulo.garcia@uftm.edu.br;

3Universidade Federal do Triângulo Mineiro, e-mail:

4Universidade Federal do Triângulo Mineiro, e-mail: vinicius.bizelli@hotmail.com;

Palavras-chave: Argamassa; Pó de Couro, Resíduo de Curtume, Reaproveitamento de Resíduos; Sustentabilidade.

Resumo

No Brasil, a presença significativa de rebanhos bovinos tem impulsionado o crescimento acelerado da indústria do couro. No entanto, os resíduos gerados durante o processo de curtimento podem ser considerados perigosos para o meio ambiente devido à utilização de cromo III no acabamento do couro. Portanto, é fundamental garantir uma destinação adequada ou adotar técnicas de reutilização desses resíduos. Diante disso, o objetivo deste estudo é analisar a influência do resíduo de pó de couro como adição à argamassa. Para isso, foram produzidas argamassas contendo concentrações de 0%, 1%, 1,5% e 2% de pó de couro, fornecido pela empresa Acabadora Paraíso Ltda. As amostras foram submetidas a ensaios de caracterização (massa específica unitária e granulometria), consistência, tração à flexão e compressão axial em corpos cilíndricos e cúbicos. A caracterização do resíduo mostrou que o pó de couro possui baixa massa unitária específica e é composto principalmente por partículas finas. Esses resultados desempenharam um papel importante na determinação da quantidade de pó de couro a ser adicionada na argamassa. Em relação à consistência, apenas a argamassa com 1% de resíduo apresentou-se favorável, apresentando melhor coesão, enquanto as argamassas com 1,5% e 2% de pó de couro tiveram perda na trabalhabilidade. Quanto à resistência à compressão em corpos cilíndricos e cúbicos, as amostras apresentaram resultados similares, com as argamassas contendo 1,5% de resíduo apresentando maior resistência em curto prazo (3 e 7 dias), enquanto a argamassa com 1% teve maior perda de resistência.

Introdução

Devido à colonização, o clima e a pastagem favoráveis, os rebanhos de gado no Brasil se multiplicaram rapidamente, o que resultou na criação de curtumes como uma consequência natural da expansão do rebanho. Atualmente, o Brasil é o país com o maior rebanho bovino do mundo. Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), o Brasil conta com um rebanho bovino de 224,6 milhões de cabeças de gado.

Perante esses fatores, a indústria do setor de couro cresce em ritmo acelerado e contribui de forma significativa para a economia brasileira. De acordo com o Centro de Indústrias de Curtumes do Brasil (CICB), o país possui 244 curtidoras, e movimenta cerca de US\$ 2 bilhões por ano.

Embora seja uma indústria em expansão, um dos maiores desafios enfrentados pela indústria do couro é a questão da destinação adequada dos resíduos gerados. Durante todo o processo de transformação do couro, a fase de curtimento é a que produz os resíduos mais nocivos ao meio ambiente, sendo imprescindível que sejam tratados e descartados em aterros sanitários industriais para minimizar seu impacto negativo.

Pacheco, destaca que os resíduos sólidos gerados no processo de manufatura do couro incluem aparas não caleadas e caleadas, carcaça, material curtido (farelo de couro e aparas / tiras curtidas) e lodos resultantes dos sistemas de tratamento de efluentes líquidos. O autor também aponta que o processo de curtimento pode ser classificado em três categorias: sintético, vegetal e mineral, sendo este último responsável pelo maior impacto ambiental negativo. O uso do cromo III como agente curtente no processo mineral resulta em resíduos altamente tóxicos, classificados como perigosos de Classe I de acordo com a ABNT NBR 10.004/2004.

Assim, a fim de evitar as diversas ameaças ambientais causadas pelos resíduos gerados nos curtumes, é crucial que tanto as empresas produtoras quanto as tratadoras dos resíduos sejam altamente comprometidas com o meio ambiente. É necessário que haja responsabilidade socioambiental por parte dessas empresas para minimizar a geração de resíduos e tratá-los adequadamente, permitindo assim que sejam reaproveitados e/ou descartados de maneira segura.

Neste contexto, este artigo visa avaliar a trabalhabilidade e a resistência mecânica das argamassas produzidas com a adição de quantidades variadas de pó de couro (1%; 1,5% e 2%), ao final de 3 e 7 dias de cura. Serão realizados ensaios de caracterização do resíduo de couro, quanto sua massa e granulometria; ensaios mecânicos e ensaios de consistência. Espera-se que os resultados obtidos poderão contribuir para a compreensão do impacto do pó de couro como adição em argamassas e para o desenvolvimento de materiais de construção mais sustentáveis e eficientes.

Materiais e Métodos

Para a confecção dos corpos da argamassa, foi utilizado o Cimento Portland CP II-E, que é composto por clínquer e gesso, além da adição de escória granulada de alto-forno, de acordo com a norma brasileira NBR 11578. Sua composição varia de 94% a 56% de clínquer e gesso, de 6% a 34% de escória e pode ter uma adição máxima de 10% de material carbonático. Foi escolhido este tipo de cimento, devido a sua diversa aplicação, desde argamassa para revestimento até o uso em blocos de concreto. A areia utilizada foi a areia natural de rio com granulometria de 0,10 mm e Modulo de Finura de 1,83, o que a classifica como uma areia fina, de acordo com a norma NBR 7211/83.

Neste artigo, o resíduo de curtume incorporados nas argamassas foi o pó de couro. Este material é obtido na fase de acabamento do couro, que tem como objetivo manter ou melhorar a aparência do couro e atender aos requisitos do produto final (como, cor, resistências físico-mecânicas, físico-químicas e microbiológica, maciez e toque, por exemplo). Mas é durante o processo de rebaixamento (por isso, também é conhecido por pó de rebaixadeira) que esses resíduos são gerados em grandes quantidades. Esse processo consiste em ajustar a espessura do couro para a fabricação, gerando, retalhos, serragem e pó de couro. O material foi concedido pela empresa Acabadora Paraíso Ltda., conforme Figura 1, localizada na cidade de São Sebastião do Paraíso – MG.



Figura 1: Pó de couro (Pó de rebaixadeira) fornecido pela empresa Acabadora Paraíso Ltda.

Caracterização dos materiais

Para a caracterização dos materiais, foram feitos os seguintes ensaios, ensaio de granulometria, e ensaio de massa específica unitária, seguindo suas respectivas normas, ABNT NBR 17054:2022 e ABNT NBR 16972:2021.

Dosagem da argamassa

Inicialmente, foi testada a substituição parcial da areia pelo pó de couro em relação ao volume da mesma, mas os resultados não foram satisfatórios. A argamassa obtida apresentou-se com uma consistência seca e difícil de trabalhabilidade, além de requerer uma quantidade significativa de resíduo de couro para tal volume de areia, devido à grande diferença entre suas massas unitárias.

A partir desses resultados iniciais, definiu-se a argamassa utilizando a adição de pó de couro em pequenas quantidades sobre a massa de cimento. Foram definidos quatro tipos de argamassa a serem confeccionadas: a argamassa de referência (AR), sem a adição de couro; e outras três argamassas com 1% (A1), 1,5% (A1,5) e 2% (A2) de adição de resíduo de pó de couro.

Foi adotado um traço ordinário, em massa de 1:3:0,5 (cimento: areia: água). Este traço é muito comum em obras e versátil, utilizado em diversas aplicações.

Para a produção das argamassas, os materiais foram misturados em uma argamassadeira de bancada, seguindo os procedimentos estabelecidos pela norma ABNT NBR 13276:2005 [12]. Para cada confecção foram utilizadas as seguintes quantidades de materiais:

Tabela 1: quantidade de material para cada faixa de argamassa.

Amostra	Cimento (g)	Areia (g)	Água (ml)	Pó de couro (g)
AR	800,0	2400,0	400,0	0,0
A1	800,0	2400,0	400,0	8,0
A1,5	800,0	2400,0	400,0	12,0
A2	800,0	2400,0	400,0	16,0

Determinação do índice de consistência

Para realizar o teste que visa determinar o índice de consistência das argamassas, as instruções da NBR 13276/2005 foram seguidas. O ensaio consistiu em espalhar a argamassa moldada em um cone metálico em cima da mesa de ensaio utilizando a mesa de espalhamento. A medida do índice de consistência da argamassa foi obtida através da média de três medidas de diâmetros, em milímetros, que foi arredondada para o número inteiro mais próximo.

Ensaio mecânico

Foi realizado o ensaio de resistência à compressão axial em corpos-de-prova cilíndricos e cúbicos em corpos-de-prova prismáticos nas argamassas (ABNT NBR 13279:2005), ensaio de compressão diametral (ABNT NBR 7222:2011) e ensaio de compressão simples (ABNT NBR 5739:2018). Todos os ensaios foram realizados em prensa servo-hidráulica. A Figura 2 apresentam os ensaios realizados.



Figura 2: A) Ensaio de índice consistência; B) Ensaio de tração por compressão diametral; C) Ensaio de resistência à compressão axial em corpos-de-prova cúbicos; D) ensaio de resistência à compressão axial em corpos-de-prova cilíndricos

Resultados e Discussões

Caracterização dos materiais

A Tabela 2 apresenta a massa específica unitária dos materiais utilizados para confeccionar as argamassas de estudo.

Tabela 2: massa unitária.

Material	Massa unitária Amostra 1 (g/cm ³)	Massa unitária Amostra 2 (g/cm ³)	Massa unitária Média (g/cm ³)
Cimento	1,127	1,098	1,113
Areia	1,406	1,434	1,420
Pó de couro	0,136	0,129	0,133

Conforme pode-se observar na Tabela 2, o resíduo de pó de couro possui uma massa específica unitária inferior à dos demais materiais utilizados na produção da argamassa. A partir destes resultados, pode-se inferir que pequenas porcentagens de resíduo, como por exemplo 5% da massa de areia, inferem em grandes volumes de resíduo.

Inicialmente, substituiu-se parcialmente a areia por resíduo de pó de couro na argamassa. No entanto, após teste utilizando 5% de resíduo de couro, em substituição à massa de areia, verificou-se que a mistura mostrou baixa trabalhabilidade, apresentando aspecto de farofa. Diante disso, levou-se em conta que maiores concentrações de pó de couro poderiam comprometer ainda mais a trabalhabilidade da argamassa, além de necessitar um grande volume de resíduo em relação aos demais materiais, visto que sua massa unitária é bem inferior à do cimento e da areia. Nestes primeiros resultados, foi observado dois comportamentos do resíduo do pó de couro em relação à água, inicialmente o resíduo repulsava a água, entretanto a medida que foi sendo adicionado e misturado, passou a absorver parte da água de amassamento, o que tornou a

argamassa mais seca. Para manter a trabalhabilidade seria necessário adicionar mais água, o que levaria a uma redução considerável da resistência ou utilizar aditivo plastificante. Entretanto, conforme apontado por Neto et. al [7] à medida que se aumenta a concentração de resíduo ocorre uma redução da resistência da argamassa, logo, optou-se por usar o resíduo como adição, o que levaria a uma necessidade de uma quantidade menor, em relação à substituição do agregado miúdo.

Dessa maneira, assim como Porfírio et al. [6], decidiu-se utilizar quantidades reduzidas de pó de couro, com o objetivo de melhorar a consistência da argamassa. Testes iniciais apresentaram bons resultados em relação a essa abordagem, que foi adotada como ponto de partida. Deste modo, resolveu-se adicionar teores de 1%, 1,5% e 2% de pó de rebaixadeira em relação a massa de cimento, para realização dos ensaios posteriores.

Ensaio de granulometria

A seguir a Tabela 3 apresenta os resultados obtidos no ensaio granulométrico do resíduo de pó de couro, utilizando-se de peneiras de 4,8mm, 2,4mm, 0,6mm, 0,3mm e 0,15mm.

Tabela 3: ensaio de granulometria.

Peneira (mm)	Massa retida (g)	Percentual de material retido (%)	Percentual de material retido acum. (%)	Percentual de material passante (%)
4,8	0,23	0,32	0,32	99,45
2,4	0,28	0,39	0,71	99,06
1,18	0,72	1,03	1,74	98,06
0,6	1,24	1,77	3,51	96,27
0,3	18,67	26,62	30,12	69,65
0,15	22,70	31,57	61,70	38,08
Fundo	26,70	38,07	99,77	0,0
TOTAL	69,97	99,77	--	--

A partir dos dados da tabela, foi gerada a curva granulométrica, representada na Figura 3, para a caracterização do material.

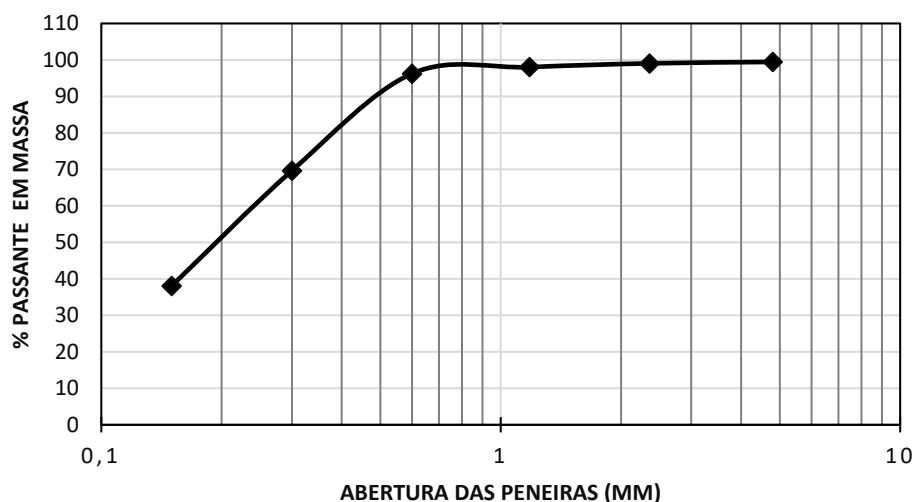


Figura 3: curva granulométrica.

Durante o ensaio, obteve-se uma perda de 0,16 g do material, representado 0,23% da amostra total utilizada. Essa perda está dentro do limite estabelecido pela NBR 17054:2022 [10].

Observa-se que o resíduo de pó de couro não contém partículas grossas, devido à alta porcentagem de material passante até peneira de 0,6 mm. Verifica-se que a maioria do pó de couro é constituída de partículas finas, com a maior concentração de massa retida na peneira de 0,15 mm, que corresponde a 61,70% da massa total. A partir dos resultados obtidos, o valor do módulo de finura foi calculado e chegou-se a um valor de 0,98. Isto infere, o seu uso em substituição à areia poderia não ser muito viável, pois apresenta partículas tão finas quanto o cimento, o que leva a um maior consumo de água na confecção de argamassas e cimentos.

Determinação do índice de consistência

Após definir o uso do resíduo como adição, buscou-se verificar a sua influência em aspectos reológicos, como por exemplo a consistência da argamassa e aspectos mecânicos. Na análise reológica, foi utilizado o ensaio de índice de consistência das argamassas confeccionadas para observar o comportamento das argamassas à medida que se aumentava a concentração de resíduo. Após medir o diâmetro médio do espalhamento de cada tipo de amostra, o índice de consistência dos diferentes tipos de argamassa produzidos foi obtido (Tabela 4).

Tabela 4 – Índice de consistência

Amostra	Índice de consistência (mm)
AR	200,0
A.1	230,0
A.1,5	190,0
A.2	220,0

De acordo com os resultados obtidos, verificou-se que a inclusão de pó de couro na argamassa afetou sua consistência. Ao adicionar 1% desse resíduo, observou-se um aumento relativo na consistência da argamassa, tornando-a mais coesa e fluida em relação às demais amostras. No entanto, nas proporções de 1,5% e de 2%, as argamassas apresentaram perda da trabalhabilidade. Observou-se que argamassa com 1,5% de pó de couro resultou em uma redução de 5% no diâmetro médio do espalhamento em relação à referência. No entanto, ao adicionar 2% de resíduo de pó de couro, a argamassa apresentou um diâmetro maior do que a de referência, devido ao cisalhamento da massa sofrido durante o ensaio, indicando que a adição do resíduo tornou a mistura mais seca e menos coesa. É importante notar que, embora o resíduo tenha propriedades hidrofugantes em pequenas quantidades, quando adicionados maiores dosagens de pó de couro, observou-se uma redução desse aspecto, principalmente no processo de mistura na argamassadeira, e um aumento de absorção de água por parte do resíduo.

Esses resultados apontam para a importância de encontrar um equilíbrio adequado entre a adição de resíduos e as propriedades desejadas da argamassa, como por exemplo, a coesão. A correção da quantidade de água ou até mesmo recorrer ao uso de aditivos nas argamassas, como os plastificantes, poderiam ajudar a melhorar a trabalhabilidade da mistura. No entanto, para não comprometer as resistências mecânicas da argamassa, se manteve o fator a/c de 0,5 para todas as amostras.

A Figura 4 ilustra os resultados mencionados. Cabe aqui mencionar que antes da confecção de cada uma das argamassas, a areia foi seca em estufa à 98°C por 24 horas, buscando assim, garantir que a umidade da areia não influenciaria nos resultados.



Figura 4: ensaio de consistência: A) AR; B) A1; C) A1,5; D) A2.

Verificou-se também que a argamassa com a adição de resíduos de curtume se comportou de maneira semelhante ao que foi apresentado no estudo de Porfirio et al. [7]. À medida que se adicionaram maiores teores de pó de couro, a trabalhabilidade da argamassa foi diminuindo, com adições de 1,5% e 2,5% comprometendo significativamente a consistência. No entanto, em contrapartida do presente estudo, a adição de menores quantidades de pó de couro, também levou a perda da consistência. Este fato pode ter ocorrido devido à diferença entre os resíduos estudados. Segundo Pacheco [5] apud Porfirio et al. [7], o couro pode ser submetido a diferentes níveis de óxido de cromo na etapa de curtimento, variando de 1,5% a 5,0%, em relação à massa das peles.

Resistência à compressão simples

Os resultados de resistência à compressão das amostras estão apresentados na Figura 5.

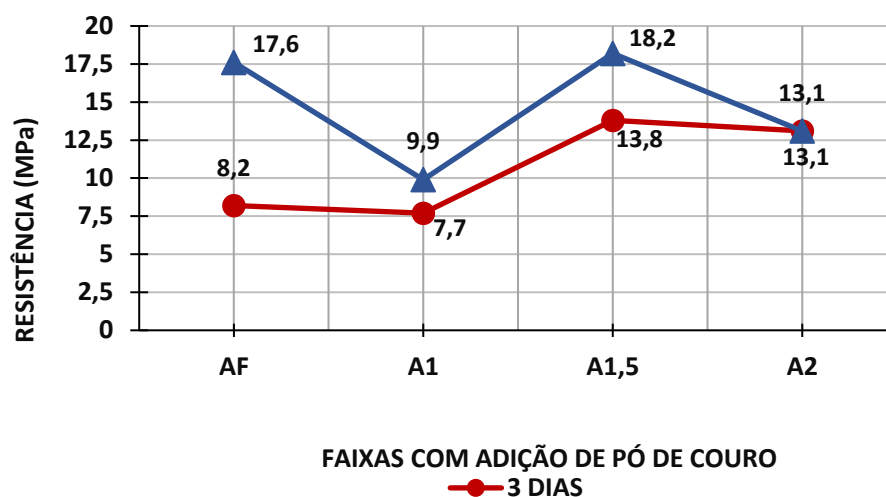


Figura 5: resistência a compressão simples

Ao analisar o gráfico, percebe-se que a adição do resíduo de pó de couro levou a uma redução nos valores de resistência à compressão aos 7 dias, nas concentrações de 1% e 2%, apresentando redução significativa de 43,75% e 25,57%, respectivamente. Já com 1,5%, o valor foi ligeiramente maior, da ordem de 3,41%. Ao se considerar a idade de 3 dias, a argamassa com 1% apresentou uma redução nos valores de resistência à compressão, da ordem de 6,10%, já as argamassas com 1,5% e 2% apresentaram resistência superiores à da argamassa de referência, da ordem de 68,29% e 59,76%, respectivamente. Esses resultados indicam, a princípio, que o resíduo provavelmente, absorveu parte da água de amassamento, entretanto essa água permaneceu adsorvida, e está sendo liberada aos poucos, levando assim a um aumento da resistência em pequenas idades.

Foi observado que, tal tendência, ao final de 7 dias, se mostrou similar ao apresentado por Porfirio et.al [7]. Nota-se uma queda nos valores de resistência a compressão, para as concentrações de menor (0,5%) e maior (2,5%) adição de pó de couro. Entretanto, com teor de 1,5% a argamassa apresentou-se mais próxima ao valor de referência, assim como neste presente estudo. É importante ressaltar que Porfirio et al [7] obteve maior resultados de resistência a compressão devido ao uso de CP-V, ou seja, cimento de alta resistência inicial. Este comparativo entre os estudos pode visto na seguinte Figura 6.

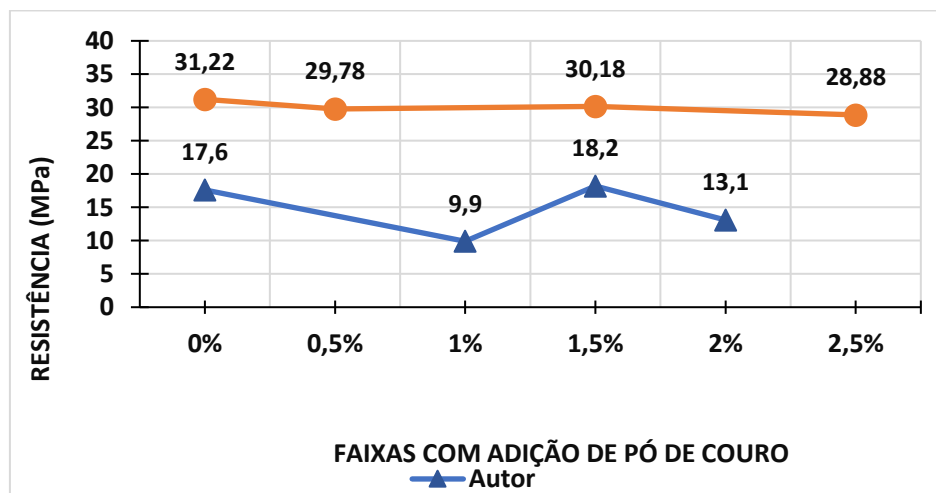


Figura 6: comparativo entre as resistências de compressão.

Nota-se ainda que tais resultados podem confirmar aos apresentados por Neto et al. [8]. É necessário analisar em conjunto a variação percentual de resíduo e o fator a/c. Ou seja, a diminuição na resistência em A1 e A2 pode estar relacionada a escassez ou exagero da quantidade em relação a quantidade de resíduo adicionada. Já a argamassa com 1,5% de resíduo de pó, apresentou a melhor composição entre a quantidade de resíduo e água, apresentando maiores valores de resistência.

Resistência à compressão axial em corpos cúbicos

Utilizando as metades dos corpos de prova obtidos nos ensaios de tração na flexão, foram obtidos os valores de resistência à compressão axial nos em corpos cúbicos, que estão representados na Figura 7.

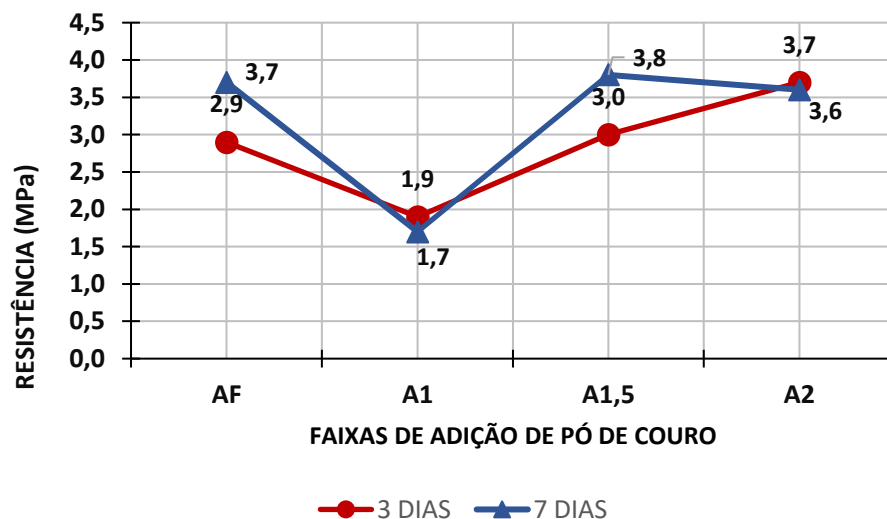


Figura 7: resistência a compressão em corpos prismáticos

Com base nos resultados apresentados na figura anterior, assim como mencionado no item 3.3.1, pode-se concluir que a adição de diferentes percentuais de pó de couro à argamassa impacta significativamente na resistência à compressão. Aos 7 dias, se observou uma redução de resistência de 54,1%, na argamassa de 1% e uma pequena de redução de 2,7%, na argamassa de 2%. Enquanto a argamassa com 1,5% apresentou melhor resultado, um aumento da ordem de 2,7%. Considerando a idade de 3 dias, a argamassa com 1% de resíduo foi a única que apresentou redução nos valores de resistência, da ordem de 34,5%, enquanto as amostras com 1,5% e 2% apresentaram um ganho, da ordem de 3,4% e 24,1%, respectivamente.

Os resultados obtidos mostram coerência aos apresentados no item 3.3.1. Fazendo um comparativo, ao final de 7 dias, entre as resistências apresentadas nos ensaios de compressão axial em corpos cilíndricos e de compressão axial em corpos cúbicos, a Figura 8 demonstra uma similaridade entre os gráficos.

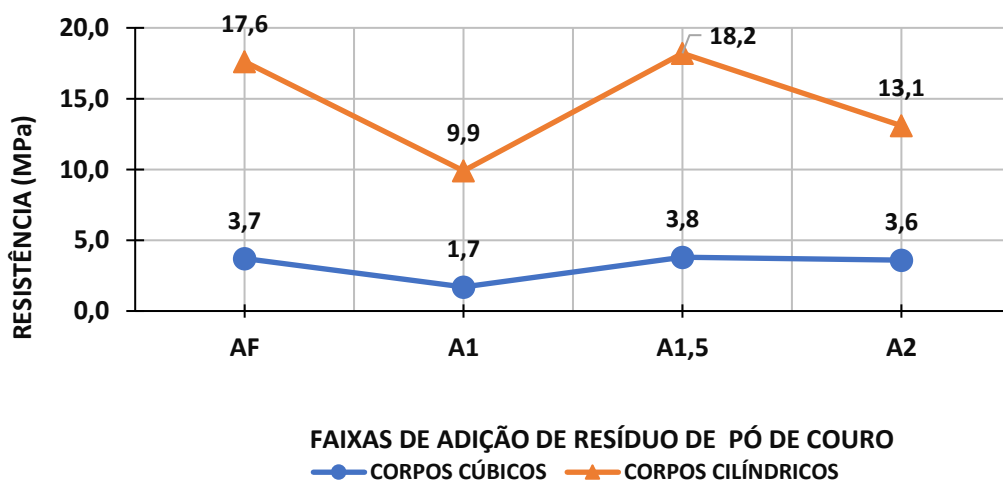


Figura 8: comparativo entre as resistências à compressão em corpos cúbicos e corpos cilíndricos.

Ao analisar a figura, nota-se que de forma semelhante, ambos os resultados demonstraram uma maior redução na resistência a compressão nas argamassas com 1% de resíduo de pó de couro. Com 2%, os ensaios apresentaram também uma queda na resistência, mesmo que menor do que 1%. Por fim nos dois resultados, as maiores resistências à compressão foram obtidas nas argamassas com 1,5% de resíduo de pó de couro.

Comentários finais

Por meio da execução deste trabalho, foi possível compreender como a adição de resíduo de pó de couro pode interferir nas propriedades da argamassa em curto prazo (3 e 7 dias). Com base nos ensaios realizados, é possível inferir as seguintes conclusões:

- Em relação à trabalhabilidade da argamassa verificou-se que em concentrações menores, a adição de pó de couro mostrou-se benéfica, apresentando uma característica hidrofugante, como evidenciado na concentração de 1%. Entretanto, em concentrações maiores, a argamassa apresentou desvantagens, tornando-se menos coesa, conforme observado em 1,5% e 2%.
- Dentre as argamassas confeccionadas, a argamassa com 1,5% de pó de couro de couro apresentou melhor resistência à compressão em ambos os ensaios realizados (com corpos cúbicos e cilíndricos). Em contrapartida, argamassa com 1% de resíduo foi a que apresentou menores valores de resistência.
- De um modo geral, pode-se concluir que a incorporação de resíduo de pó de couro na argamassa tem um impacto significativo nas suas propriedades, seja de maneira benéfica ou adversa. No entanto, para uma análise mais completa, seria necessário conduzir os ensaios com essas amostras em um período mais longo, 28 dias, a fim de avaliar melhor a relação delas com a argamassa e verificar se a resistência mecânica se mantém ao longo do tempo.
- Além disso, é importante investigar como os diferentes níveis de cromo presentes nos resíduos de pó de couro afetam as propriedades mecânicas da argamassa. O conhecimento sobre esse efeito pode colaborar para o desenvolvimento de técnicas mais eficientes e o maior aproveitamento desse resíduo na construção civil.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a CAPES, CNPq e a Universidade Federal do Triângulo Mineiro pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, IBGE. Bovinos. IBGE, Disponível em <<https://www.ibge.gov.br/explica/producao-agropecuaria/bovinos/br>>. Acessado em 6 de fevereiro de 2023.

CENTRO DAS INDÚSTRIAS DE CURTUMES DO BRASIL, CICB. Disponível em <<http://www.cicb.org.br/cicb/sobre-couro>>. Acessado 6 de fevereiro de 2022.

PACHECO, José Wagner Faria. Curtumes. Série P+L. São Paulo: CETESB, 2005. 76 p. (1 CD): il.; 30 cm. Disponível em: <CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo>. Acessado em 3 de março de 2023.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, ABNT. NBR 10004: Resíduos sólidos - Classificação, Rio de Janeiro, 2004.

NARDINO, D. A.; PAIVA, V. B.; NUNES, F.; SGORLON, J. G.; GOMES, M. C. S.; MENEZES, M. L.; Reutilização de resíduos de curtume na fabricação de blocos de concreto para pavimentação: avaliação das características do resíduo, p. 129-134. In: Anais do XI Congresso Brasileiro de Engenharia Química em Iniciação Científica [=Blucher Chemical Engineering Proceedings, v. 1, n.3]. ISSN Impresso: 2446-8711. São Paulo: Blucher, 2015.

PORFIRIO, W. A.; DE VARGAS, A. S.; DE MONTEIRO AQUIM, P.; Caracterização do Farelo de Couro Wet Blue e seu Potencial de uso em Argamassas de Cimento Portland - Engenharia Estudo e Pesquisa. v. 11 - n. 1 - p. 36-42 - jan./jun. 2011.

ARAÚJO NETO, C. L.; ANDRADE ARAÚJO, Y.; PAIVA, W.; Análise da resistência mecânica de argamassas com serragem de couro curtido ao cromo: uma alternativa para tratamento dos resíduos sólidos de curtumes – IBEAS – Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais. 2014.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, ABNT. NBR 11578: Cimento Portland composto, Rio de Janeiro, 1991.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, ABNT. NBR 7211: Agregados para concreto - Especificação, Rio de Janeiro, 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, ABNT. NBR 17054: Agregados – Determinação da composição granulométrica – Método de ensaio, Rio de Janeiro, 2022.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, ABNT. NBR 16972: Agregados – Determinação da massa unitária e do índice de vazios, Rio de Janeiro, 2021.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, ABNT. NBR 13276: Agregados – Argamassa para assentamento e revestimento de paredes e tetos - Determinação do índice consistência, Rio de Janeiro, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, ABNT. NBR 13279: Agregados – Argamassa para assentamento e revestimento de paredes e tetos - Determinação da resistência à tração na flexão e à compressão, Rio de Janeiro, 2005.

[14] ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, ABNT. NBR 13279: Agregados – Argamassa para assentamento e revestimento de paredes e tetos - Determinação da resistência à tração na flexão e à compressão, Rio de Janeiro, 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, ABNT. NBR 5739: Concreto – Ensaio de compressão de corpos de prova cilíndricos, Rio de Janeiro, 2018.

LODO PROVENIENTE DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS: DESTINAÇÃO SUSTENTÁVEL E USO PARA FINS AGRÍCOLAS

¹Suzete Maria Lenzi Caminada, ²Miriam Moreira Bocchi, ³Wanderley da Silva, ⁴Edivaldo Domingues, ⁵Martha Schiavo

¹SABESP, e-mail: slcaminada@usp.br; ²SABESP, e-mail: miriammoreira@sabesp.com.br; ³USP, e-mail: paganini@usp.br; ⁴UNESP; e-mail: velini@fca.unesp.br; ⁵PUC: rosakatz@hotmail.com

Resumo

A destinação final do lodo de esgotos, no Brasil, permaneceu em segundo plano durante um período e, em muitos casos, o lodo foi acumulado nas áreas próximas às estações, com riscos ambientais imprevisíveis. A necessidade de recuperação de solos erodidos e empobrecidos tem sido amplamente estudada, tendo como uma das práticas recomendadas para essa finalidade a utilização de lodos de esgotos em solos agrícolas, considerando-se a abordagem de avaliação de risco, para garantir a segurança ambiental e a saúde pública. A utilização agrícola do lodo, favorece a redução dos custos com o uso de fertilizantes fosfatados, transporte e disposição final em aterros. A utilização do lodo como insumo agrícola promove a reciclagem dos nutrientes, fornecendo, ainda, matéria orgânica ao solo, estocando carbono na forma de compostos estáveis e não liberando CO₂ na atmosfera. A partir desse aproveitamento, podem-se reduzir os custos de transporte e disposição final dos lodos em aterros, por exemplo. Alguns casos viabilizados no país mostram que o interesse é grande por parte dos produtores agrícolas, tanta em larga escala de produção quanto em relação aos produtores familiares, visto que o bio-sólido produzido pode reduzir em torno de 60% o consumo de fertilizantes fosfatados. Diante do potencial brasileiro para o desenvolvimento da compostagem do lodo de esgoto com finalidades agrícolas, o objetivo deste trabalho foi acompanhar e avaliar o desenvolvimento do processo de compostagem utilizando o lodo desaguado proveniente de estação de tratamento de esgoto (ETE) visando apresentar informações que possam contribuir para aprimorar os conhecimentos sobre essa prática. Os resultados obtidos nesse estudo foram satisfatórios diante dos objetivos apresentados.

Introdução

Em outubro de 2016, chefes de Estado e de Governo, Ministros e Altos Representantes reuniram-se na Conferência das Nações Unidas sobre Habitação e Desenvolvimento Urbano Sustentável (Habitat III), em Quito, Equador, com a participação de governos subnacionais e locais, deputados, organizações da sociedade civil, comunidades autóctones e locais, representantes do setor privado, profissionais, comunidades científica e acadêmica para elaborar a Nova Agenda Urbana, neste encontro discutiram vários tópicos, como: pobreza e fome em todas as suas formas e dimensões; desigualdades, a promover o crescimento econômico contínuo, inclusivo e sustentável; igualdade de gênero; melhorar a saúde e o bem-estar humanos, bem como a promover a resiliência e proteger o ambiente.

Nessa direção, além da necessidade de buscar a sustentabilidade dos processos de tratamento de esgoto, pode ser destacado o papel fundamental dos bio-sólidos na produção agrícola, ressaltando-se que de acordo com Tsutiya *et al.* (2002) os bio-sólidos contêm macro e micronutrientes e matéria orgânica que contribuem para a manutenção da fertilidade do solo, além de contribuir para o aumento do conteúdo de húmus, favorecendo o aumento da resistência dos agregados e reduzindo a erosão. Os macronutrientes (nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio e enxofre) e micronutrientes (zinco, cobre, manganês, cloro, molibdênio e boro) impactam diretamente no desenvolvimento e rendimento das plantas.

Uma das questões mais importantes para a gestão de águas residuais diz respeito ao tratamento e disposição ambientalmente correta e econômica para o lodo de esgoto. Entre as muitas estratégias utilizadas para solucionar tal problema, o uso agrícola é o mais econômico e conveniente. Seu alto teor de carbono orgânico, nitrogênio e fósforo faz com que ele se torne uma valiosa fonte de nutrientes para a agricultura. (TSUTIYA, 2002; NUVOLARI, 2009).

Considerando a utilização de bio-sólidos na agricultura, a compostagem é um dos procedimentos mais eficientes de estabilização de lodo de esgotos, visto que se trata de um processo de bio-oxidação aeróbia, exotérmica, de um substrato orgânico heterogêneo no estado sólido, realizada por uma população complexa de microrganismos, caracterizada por ter como produto água e CO₂, com simultânea liberação de matéria orgânica que se estabiliza após a maturação. O composto maturado é um produto estável, rico em matéria orgânica formada por colóides húmicos que atuam sobre as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. As temperaturas do processo eliminam os microrganismos patogênicos e permitem manuseio do composto sem risco para o ambiente. (CARVALHO, 2002).

Carvalho (2002) descreve o processo no qual o lodo é misturado com um agente estruturante para a melhoria de suas propriedades físicas, aumentando a porosidade, sendo a mistura distribuída em leiras triangulares com dimensões variáveis. O tipo de material estruturante utilizado, assim como a proporção “lodo: material estruturante” devem ser avaliados considerando as diferentes características físicas e químicas do lodo a ser utilizado no processo, devido a grande variedade na composição e propriedades do lodo. O controle de temperatura e periodicidade de revolvimento da leira são fundamentais para que o processo ocorra de forma controlada e atenda aos parâmetros estabelecidos pela legislação quando atinge a estabilização.

Brady e Weil (2013) mostram a relação de nutrientes essenciais e o desenvolvimento de plantas, mencionando que o nitrogênio é indispensável para que as plantas possam fazer uso do carboidrato; o fósforo auxilia no processo de fotossíntese,

fixação de nitrogênio, floração, frutificação e sazonalidade; e o potássio é essencial para a absorção de água pelas raízes.

As propriedades do biossólido são semelhantes a outros produtos orgânicos usados normalmente na agricultura, portanto, em termos de resultados agrônômicos, o biossólido poderia ser aplicado à maioria das culturas. Porém, por precaução, principalmente em relação aos patógenos, o uso de biossólidos (mesmo higienizados) para horticultura e demais produtos consumidos crus, que tenham contato direto com o biossólido permaneceu vetado por muitos anos. Segundo Mota (2006), as culturas mais recomendadas para a aplicação do biossólido são aquelas cujos produtos são consumidos após a industrialização, tais como milho, feijão, soja, canola, trigo, aveia, forrageiras para adubação verde, dentre outros. Somente com a publicação da Resolução CONAMA nº 498/2020 foram estabelecidos critérios e condições que permitem a aplicação de biossólidos no cultivo de alimentos consumidos crus. A Figura 1 apresenta os principais destinos para o lodo, observados na União Europeia (UE).

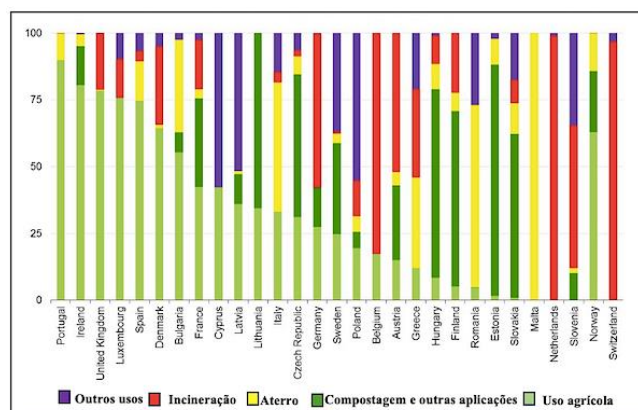


Figura 1 – Destinação do lodo de ETE nos países da Comunidade Europeia.

Fonte: Vouk (2017)

Observando a Figura 1, verifica-se que países como Portugal, Irlanda, Reino Unido, Luxemburgo, Espanha, destinam mais de 75% do lodo gerado para o uso agrícola.

Uma gama de tecnologias para o processamento do lodo é utilizada nos países da UE. A escolha predominante é a aplicação direta na agricultura, seguida de compostagem, sendo que há uma variação entre os países da EU quanto a essas práticas, variando entre zero (Malta, Eslovênia, Eslováquia) e 80% (Irlanda). Na Bulgária, mais de 50% do lodo é utilizado na agricultura, de acordo com dados de 2015 (HUDCOVÁ *et al.*, 2019).

A Figura 2 apresenta o cenário brasileiro em relação a destinação do lodo, no qual se verifica que, com exceção ao Paraná, as iniciativas para reaproveitamento do lodo são poucas.

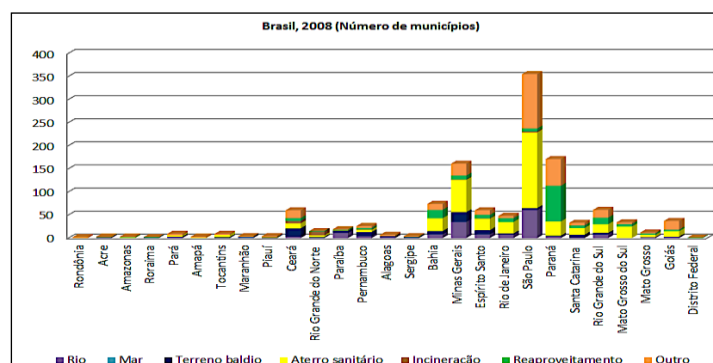


Figura 2 - Destinação do lodo de ETE no Brasil.

Fonte: IBGE, Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, 2008.

Embora a disposição do lodo de esgoto na agricultura seja uma das alternativas mais viáveis, a presença de elementos-traço, microrganismos patogênicos, poluentes orgânicos persistentes e até mesmo os nutrientes encontrados no lodo, se tornam fatores limitantes para sua destinação agrícola, principalmente no que se refere aos riscos de contaminação dos solos e transferência aos seres humanos por meio da cadeia alimentar, riscos de lixiviação dos nutrientes e riscos de infecção por patógenos (COSCIONE *et al.*, 2010).

Segundo Andreoli *et al.* (2014), os elementos que mais oferecem risco são o As, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Mo, Pb, Se, Zn e Co. Embora os elementos-traço possam ser tóxicos para as plantas e os animais, em determinadas concentrações, a quantidade presente nos biossólidos oriundos de esgotos domésticos não representa risco para os organismos vivos.

Com relação aos patógenos, Andreoli *et al.* (2014), a quantidade presente no lodo depende das condições socioeconômicas de cada país e região, das condições sanitárias de onde foi gerado e dos métodos de tratamento aplicados no

lodo.

Saito (2007), destaca que os países dão ênfase aos microrganismos e substâncias inorgânicas, mas não estabelecem diretrizes para os poluentes orgânicos no que se refere à destinação agrícola do lodo.

No Brasil, a Resolução CONAMA nº 498, de 19/08/2020, estabelece critérios e procedimentos para produção e aplicação de biossólido em solos. O Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), por meio da Instrução Normativa nº 25, de 23 de julho de 2009, estabelece normas sobre as especificações e garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura.

A movimentação dos contaminantes na água, no solo e no ar, bem como na interface entre esses diferentes compartimentos, é determinada por processos relacionados às propriedades químicas das substâncias e dos compartimentos ambientais. Caminada (2021), aborda o comportamento de alguns fármacos em biossólido, antes e após o processo de biorremediação por compostagem.

Vale destacar que as abordagens entre CONAMA e MAPA diferem entre si, pois para o MAPA, o biossólido é um produto, e para o CONAMA, o lodo é tratado como um resíduo, e como tal está sujeito a uma série de controles prévios a sua aplicação em solo.

A utilização de lodo na agricultura na União Europeia (UE) é regulada apenas pelos limites dos metais pesados (Cd, Cu, Hg, Ni, Pb, e Zn) listados na Diretiva Conselho Europeu 86/278/EEC (CEC 1986). Vários países europeus introduziram requisitos mais rigorosos do que a diretiva e adotaram limites para as concentrações de outros metais pesados, compostos orgânicos sintéticos, e contaminação microbiana. Atualmente discute-se há necessidade de atualizar estes regulamentos tendo em conta os atuais riscos associados à aplicação de lodo em terrenos agrícolas, com a possibilidade de utilizar testes ecotoxicológicos para avaliar os riscos. A Tabela 1 apresenta resumidamente as legislações e políticas de uso do lodo de esgotos em diferentes países.

Tabela 1: Comparação do estado atual e perspectivas futuras na legislação de gestão de lodo de esgoto em diversos países

	JAPÃO	EUA	AUSTRÁLIA	NOVA ZELÂNDIA	UE27	REINO UNIDO	ALEMANHA	GRÉCIA
LEIS FUNDAMENTAIS NA GESTÃO DE LODO DE ESGOTOS	Nova Lei de Esgoto (década de 1970) Lei de Fertilizantes (1950) Lei de Gestão de Resíduos e Limpeza Pública (1970) Lei de Contramedidas de Contaminação do Solo (2001) Lei de Gestão de Resíduos e Limpeza Pública (SS e cinzas)	Lei Federal de Controle da Poluição da Água (1972) Padrões para o Uso e Descarte de Lodo de Esgoto (regra 40 CFR Parte 503, 1993), Regra 40 CFR Partes 261 e 268 (para avaliando a toxicidade do resíduo de incineração de cinzas residuais) Regra do NHSM para incineração de SS (2011)	Lei Federal de Água Limpa (década de 1970) e as diferentes Diretrizes Estaduais para aplicação de Biossólidos em terra Lei Estadual de Fertilizantes e Lei de Resíduos	Diretrizes da Nova Zelândia para aplicação de Biossólidos em terra (2003)	Diretiva de Lamas de Esgoto (1986) Diretiva de Tratamento de Águas Residuais Urbanas (UWWTD, 91/271/EEC) Aterro de Resíduos (Diretiva 99/31/EC) Diretiva de Incineração de Resíduos (Diretiva 2000/76/EC)	Regulamentos de Uso de Lodo na Agricultura (1989) Código de Boas Práticas Agrícolas (1993) Matriz Segura de Lodo (SSM) (1998) Lei de Proteção Ambiental para incineração e aterro de SS (1990)	Portaria de Lodo de Esgoto (1992) Lei de Fertilizantes (1977) Portaria de Fertilizantes, Lei Federal de Controle de Emissões (1990) Lei de Resíduos (1994) Instruções Técnicas sobre Resíduos para Descarte Térmico SS (1993) Substância Fechada e Gerenciamento de Resíduos (alterada em 2012)	Métodos, condições e restrições sobre o uso na agricultura de lodo derivado do tratamento de resíduos domésticos e águas residuais municipais (1991) Plano Nacional de Gestão Biológica de Lodos' (2010, rascunho)
ELIMINAÇÃO OCEÂNICA	Proibido desde 2004	Proibido desde 1982	Em abandono (1% em 2010)	Desencorajado (10% em 2010)	Proibido desde 1999	Proibido desde 1998	Proibido	Proibido desde 2000
ATERRO	Permitido apenas para cinzas de incineração; sendo desencorajado	Sendo desencorajado	Abandonado na maioria dos estados, exceto Virgínia	Principal método de descarte	Restrito para ser banido	Quase abandonado (<1%, 2010)	Aplicado somente quando matéria orgânica <3%	Desencorajado
TRATAMENTO TÉRMICO	Uso principal (altamente promovido >70%)	Uso moderado. Métodos térmicos cada vez mais promovidos considerando o uso de energia renovável	Não preferido, aplicação limitada	Não aplicado	Aumento, principalmente na UE12	Não preferido	Uso importante (aumentando ultimamente > 50%)	Uso importante recentemente (> 50%)
RECUPERAÇÃO DE FÓSFORO DE LODO DE ESGOTOS	Aplicações comerciais altamente promovidas	Visto como uma necessidade, nenhuma medida especial tomada	Visto como uma necessidade	Ainda não	desenvolvido como uma alta prioridade	A ser desenvolvido	Desenvolvimento em larga escala. Os regulamentos estão em desenvolvimento.	Ainda não
EXPECTATIVA DE MUDANÇAS NA LEGISLAÇÃO	Incluir o uso de fósforo recuperado e energia renovável	Regras mais rígidas para aplicação no solo. A energia renovável e os métodos térmicos serão promovidos.	Minimização do descarte no oceano/aterros sanitários. Extensão de usos agrícolas – energia renovável	Minimização do descarte no oceano/aterros sanitários. Extensão de usos agrícolas – energia renovável	Regras mais rígidas para aplicação no solo e recuperação de fósforo. A energia renovável será promovida	A recuperação de fósforo das águas residuais pode ser um alvo futuro	Regras mais rígidas na agricultura. Regras para recuperação de fósforo de lodo de esgotos. Revisão da lei de fertilizantes. Regras de energia renovável	Minimização do descarte em aterros. Extensão dos usos agrícolas – energia renovável
USO AGRÍCOLA (PARÂMETROS BÁSICOS INSPECIONADOS)	Não amplamente utilizado (carbonizado, seco e lodo compostado)	Uso principal (metal pesado, patógenos, redução atração vetores)	Uso principal (metal pesado, patógenos, redução atração vetores,	Uso promovido, mas ainda escasso	Uso principal (Metais pesados)	Uso principal (Metais pesados, patógenos)	Uso significativo, mas em declínio (Metais pesados, contaminantes)	Promovido e crescente (Metais pesados)

	ou cinzas)		contaminantes orgânicos)	principal (metal pesado, patógenos, redução atração vetores, contaminantes orgânicos)			orgânicos)	
OUTROS USOS DE APLICAÇÃO NO SOLO	Nenhum	Biossólido de 'Qualidade Excepcional' comercializado Paisagismo (composto)	Silvicultura, reivindicação de terras, minisites	Floresta, reivindicação de terras, minas	Paisagismo (composto)	Floresta, reivindicação de terras	Paisagismo (composto)	Produtos de compostagem de biossólidos

Fonte: Adaptado de CHRISTODOULOU e STAMATELATO (2016)

Desenvolvimento

Descrição da área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido em escala real, na Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) Lageado, localizada em Botucatu, no estado de São Paulo.

A ETE utiliza o processo de tratamento em nível secundário, sendo constituída pelas seguintes unidades: tratamento preliminar (gradeamento e caixa de areia), tanque de equalização de vazão, Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente (RAFA), tanque de aeração, decantadores secundários e desinfecção do efluente final, que é liberado em um corpo hídrico classificado pelo Decreto Estadual 10.755/1977, como Classe II. O lodo gerado na estação é desaguado por processo mecânico de centrifugação até atingir teor de sólidos entre 20% e 25%. A produção diária de lodo é de aproximadamente 15 m³/dia.

Montagem da leira de compostagem

No presente estudo foi adotado o processo de compostagem por leiras revolvidas. Desse modo, foi preparada uma leira específica para a pesquisa, com dimensões aproximadas de 2,75m x 8,0m x 0,85m (Figura 3), contendo o lodo desaguado da ETE Lageado e material proveniente de podas de árvore, como fonte de carbono, na proporção de 1:1. O volume total da leira foi de aproximadamente 20 m³ sendo realizado o revolvidamento da leira em três datas: 15/05/2019; 07/06/2019; 24/06/2019.



(A) Lodo seco; (B) Material para instalação da leira: lodo desidratado e agente estruturante; (C) Montagem da leira; (D) Revolvidamento. (E) Leira

Figura 3 - Instalação do sistema compostagem

Fonte: Elaborado pelos autores

Preparo e conservação das amostras de lodo gerado na ETE

O procedimento de amostragem adotado para o lodo foi a coleta simples, realizada segundo a NBR 10.007/2004 (ABNT, 2004), conforme indicado a seguir:

- Amostragem de extrato proveniente do lodo bruto, coletada no afluente do adensador;
- Amostragem de extrato proveniente do lodo centrifugado/ desaguado;
- Amostragem do material compostado, considerando o acompanhamento do processo de em leira de compostagem durante 75 dias, sendo que as amostras foram coletadas no início do processo (tempo zero), 15 dias, 30 dias, 45 dias, 60 dias e, posteriormente com 75 dias, garantindo-se a estabilização do biossólido compostado.

Após coletadas, as amostras foram identificadas, armazenadas em recipientes com tampa e transportadas para o Laboratório de Solos na Faculdade de Ciências Agrônomicas-FCA- UNESP, campus Lageado, na cidade de Botucatu-SP. Os locais de amostragem do lodo podem ser visualizados na Figura 5.

Figura 5 – Locais de amostragem referente ao lodo gerado ETE



(A) Lodo bruto; (B) Processo de desidratamento (centrifugação); (C e D) Lodo desidratado

Fonte: Elaborado pelos autores

Metodologia adotada para a determinação dos parâmetros de acompanhamento e monitoramento da leira de compostagem

A determinação do teor de umidade das amostras foi realizada no Laboratório da ETE Lageado, utilizando-se o Analisador de Umidade por infravermelho-GEHAKA, modelo IV-2000.

A determinação dos demais parâmetros avaliados foi realizada no Laboratório de Solos na Faculdade de Ciências Agrônomicas-FCA, da Universidade Estadual Paulista - UNESP, campus Botucatu-SP. As amostras foram analisadas sem necessidade de conservação, visto que foram coletadas e realizadas no mesmo dia. O controle da temperatura foi realizado diariamente, considerando a profundidade em três pontos (fundo, meio e topo) assim como o comprimento, no início, meio e final da leira de compostagem, possibilitando calcular a média dos 9 pontos amostrados/dia. As metodologias utilizadas para determinação dos parâmetros de acompanhamento e monitoramento da leira de compostagem (Tabela 2) foram realizadas de acordo com o Manual de Métodos Analíticos Oficiais para Fertilizantes e Corretivos, Brasília, DF, 2017, Capítulo III.

Tabela 2: Metodologias utilizadas nas para determinação dos parâmetros de acompanhamento e monitoramento da leira de compostagem.

Parâmetro	Metodologia
Preparo da amostra para análise – Fertilizantes sólidos	A.1 – p.137
Determinação da umidade a 65°C (U ₆₅)	D.1 – p.140
Determinação pH	D.2 – p.140
Nitrogênio Total	E 1.1 – p.141
Fósforo Total	E 2.3.2 – p.145
Potássio solúvel em água	E 6 - p.149
Cálcio e Magnésio	E 7.2.1.3 - p. 154
Enxofre	E 8.2.1.1 - p.157
Boro	E 9.2.2.1 – p.158
Micronutrientes (Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Zn)	Espectrometria de absorção atômica – p. 160

Fonte: Adaptado de MAPA (2017).

Resultados E Discussões

Determinação e quantificação analítica do biossólido compostado (FCA-UNESP)

Foram obtidos dados primários durante o período de acompanhamento do processo de compostagem, com duração de 75 dias. Foram realizadas 6 campanhas de amostragem, a cada 15 dias, nas quais foram determinadas as propriedades físico-químicas e composição dos nutrientes disponíveis.

A umidade é um dos parâmetros físicos mais monitorados nos processos de compostagem, sendo de extrema importância para a eficiência da atividade microbiana, devendo ser mantida, no interior da leira, em torno 60%. Os resultados obtidos para a caracterização do teor de umidade do lodo bruto, lodo desidratado e material estruturante podem ser vistos na Tabela 3.

Tabela 3: Teor de umidade

Amostras	Teor umidade
Lodo Bruto	94,6 %
Lodo desidratado	69,6 %
Material estruturante (poda de árvore)	17,9 %

Fonte: Elaborado pelos autores

Vários fatores são importantes durante a compostagem, entre os quais merecem destaque a aeração, temperatura, umidade, relação C/N, pH, estrutura e fatores físico-químicos.

Os dados obtidos no acompanhamento do processo de compostagem, condições físico-químicas e nutrientes (% ao natural), estão apresentados em gráficos de dispersão, SigmaPlot, versão 12.5, representados nas Figuras 5 a 10 e Tabela 4.

Tabela 4: Propriedades físico-químicas e nutrientes referentes ao processo de compostagem.

Parâmetros	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	Ca	Mg	S	Umidade	M.O.	C.O.	Na	B	Cu	Fe	Mn	Zn	Rel. C/N	pH	
Amostra	Data	* % (ao natural)							seca	* mg/kg (ao natural)							ao natural	
1	08/05/19	0,76	0,54	0,07	0,33	0,05	0,27	72,93	18,95	38,89	436,65	28,33	22,73	5786,87	43,85	107,36	14,66/1	7,46
2	22/05/19	1,29	0,96	0,16	0,76	0,16	0,39	51,86	28,08	32,41	786,32	67,00	43,33	16633,01	158,87	186,79	12,00/1	6,42
3	05/06/19	1,62	1,15	0,25	1,30	0,24	0,81	37,76	38,98	34,81	609,90	78,67	73,47	17535,66	146,52	216,54	13,33/1	6,13
4	19/06/19	1,39	1,18	0,27	0,92	0,17	0,71	31,01	48,28	38,89	657,64	62,69	76,32	19941,51	169,31	225,84	20,00/1	6,43
5	03/07/19	1,94	1,41	0,29	1,00	0,19	0,77	27,64	50,91	39,07	713,39	55,89	85,60	22278,13	179,63	266,74	14,66/1	6,41
6	17/07/19	1,75	1,79	0,33	1,21	0,29	0,57	28,62	34,73	27,04	775,43	81,67	118,90	34166,00	260,15	339,57	11,00/1	6,13

Fonte: Elaborado pelos autores. Dados gerados FCA-UNESP, 2019

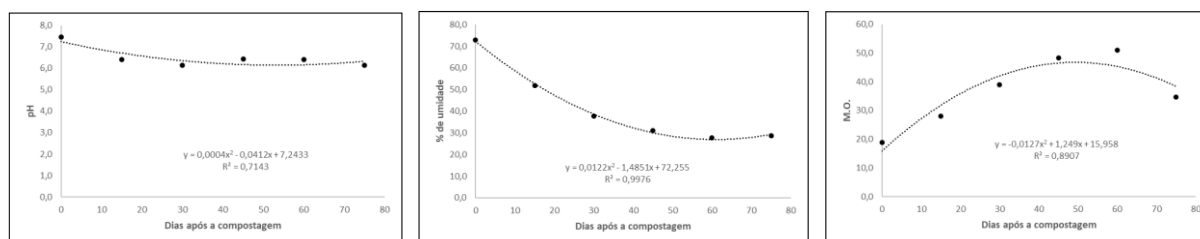


Figura 5 – Potencial Hidrogeniônico (pH), Teor Umidade e Matéria Orgânica (M.O)

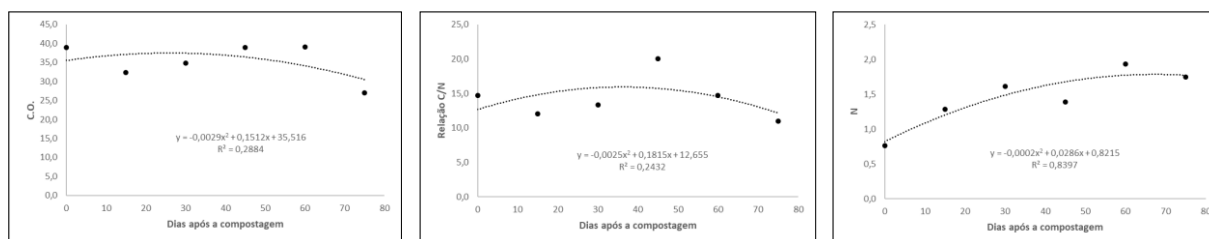


Figura 6 – Carbono Orgânico (C.O), Relação Carbono/Nitrogênio (C/N) e Nitrogênio(N)

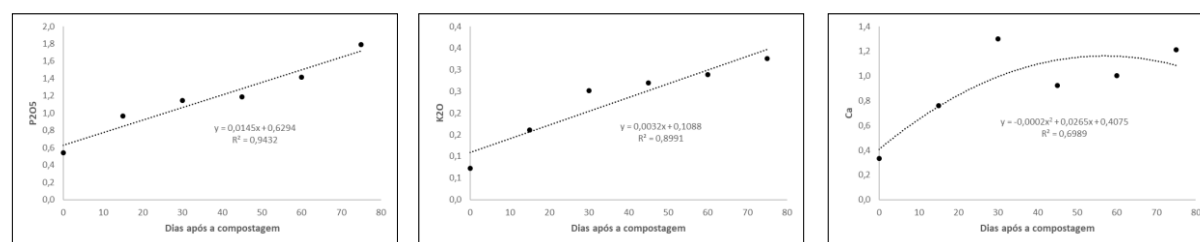


Figura 7 – Fósforo (P₂O₅), Potássio (K₂O) e Cálcio (Ca)

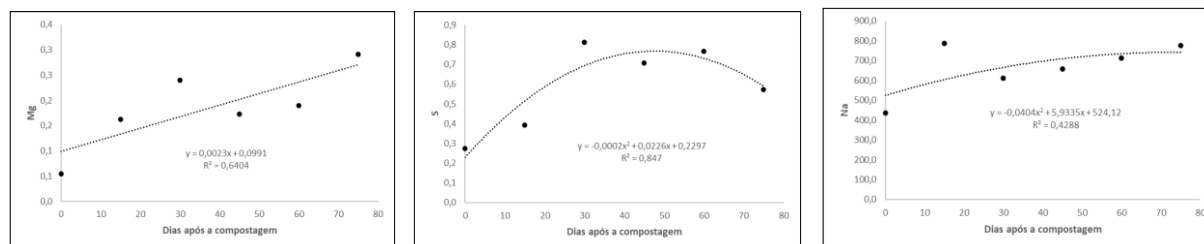


Figura 8 - Magnésio (Mg), Enxofre (S) e Sódio (Na)

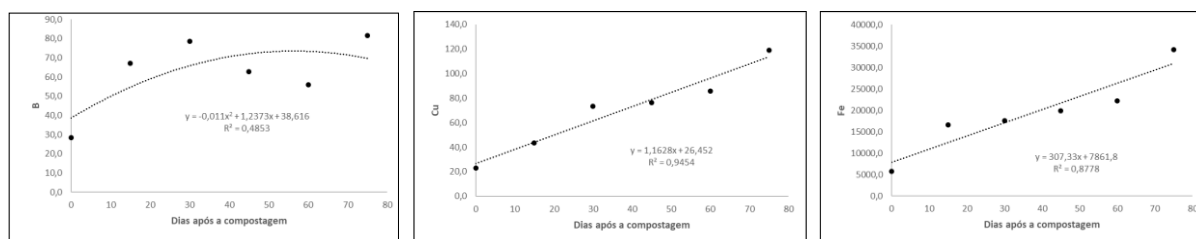


Figura 9 – Boro (B), Cobre (Cu) e Ferro (Fe)

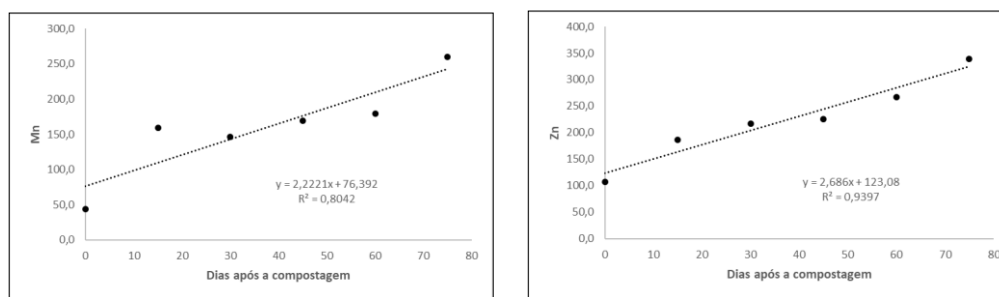


Figura 10 – Manganês (Mn) e Zinco (Zn)

Características exigidas pela Legislação para fertilizante composto Classe D.

A utilização para fins agrícolas de biossólido proveniente de lodo de ETE deve atender às condições estabelecidas pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), Instrução normativa nº 61, de 8 de julho de 2020, que estabelece as regras sobre definições, exigências, especificações, entre outros, dos fertilizantes orgânicos e dos biofertilizantes, destinados à agricultura. Anterior a essa, a Instrução Normativa nº 25, de 23 de julho de 2009, estabelece que os fertilizantes serão classificados de acordo com as matérias-primas utilizadas na sua produção, classificando como “Classe “D”, o fertilizante orgânico que, em sua produção, utiliza qualquer quantidade de matéria-prima oriunda do tratamento de despejos sanitários, resultando em produto de utilização segura na agricultura. As propriedades físico-químicas, nutrientes e patógenos, em porcentagem mássica são apresentados na Tabela 5.

Tabela 5: Características exigidas pela Legislação para fertilizante orgânico.

Parâmetros Agronômicos	Referência - Fertilizante Orgânico	
	MAPA nº 25 (2009) Classe “D”	MAPA nº 61 (2020) Classe “B”
Umidade máxima (%)	70	50
N total mínimo (%)	0,5	0,5
C orgânico mínimo (%)	15	15
pH mínimo	6	Conforme declarado
Relação C/N - máxima	20	20

Fonte: Elaborado pelos autores. Dados gerados FCA-UNESP, 2019.

A Tabela 6 apresenta as exigências para controle da temperatura e patógenos de acordo com a Resolução CONAMA 481/2017, vigente à época das avaliações, que estabelece critérios e procedimentos para garantir o controle e a qualidade ambiental do processo de compostagem de resíduos orgânicos. Apresenta também os resultados obtidos para a amostra 6 (17/07/2019), que corresponde ao final do processo de compostagem, indicando que o biossólido pode ser utilizado como fertilizante Classe D.

Tabela 6: Limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 481/2017 e resultados obtidos ao final do processo de compostagem

Parâmetro	Exigência legal	Resultados – Lodo compostado/Biossólido
Temperatura	Mínimo > 55 °C por 14 dias ou > 65 °C por 3 dias.	Manteve-se > 55 °C por, aproximadamente 30 dias
Agentes Patogênicos*	Ovos viáveis de helmintos: 1,0 ovo / 4,0 g de Sólidos Totais (ST)	0,64 / 4,0 g Sólidos Totais (ST)
	<i>Salmonella sp.</i> : ausência /10g de matéria seca	Ausente

*Análise - realizada pelo Instituto Agrônomo de Campinas, sob o número: MS297/2019.

De acordo com a Resolução CONAMA 498/2020, que define critérios e procedimentos para produção e aplicação de biossólido em solos, também são atendidas as exigências para fertilizante Classe B, conforme apresentado na Tabela 7. Os resultados também atendem aos limites estabelecidos pelo MAPA para agentes patogênicos.

Tabela 7: Limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 498/2020 e resultados obtidos ao final do processo de compostagem

Parâmetros Agronômicos	Fertilizante Orgânico Composto Classe B	Resultados Lodo compostado/Biossólido
Umidade Máxima (%)	70,0	29,1
N total mínimo (%)	0,5	1,75
C orgânico mínimo (%)	15	34,7
pH mínimo	6,0	6,1
Relação C/N - máxima	20	11,1 / 1

Fonte: Elaborado pelos autores. Dados gerados FCA-UNESP, 2019.

Avaliação da temperatura e análise microbiológica, do processo de compostagem durante o período de ensaio

A Figura 11 apresenta o gráfico de dispersão obtido no acompanhamento da temperatura durante o processo de compostagem. A Tabela 6 apresenta os resultados obtidos para o controle de temperatura e avaliação da presença de patógenos, realizado mediante análise da amostra 6, (17/07/2019), que configura o final do processo de compostagem.

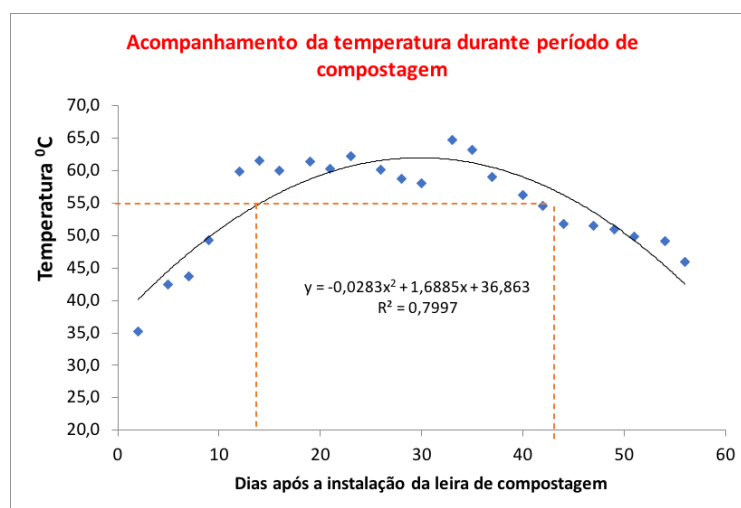


Figura 11 – Acompanhamento da temperatura durante processo de compostagem.

Fonte: Elaborado pelos autores. Dados gerados FCA-UNESP, 2019

Com base na Resolução CONAMA nº 498/2020, pode-se considerar que o biossólido produzido seria classificado como Classe B, pois atende a exigência para o processo de compostagem que considera que a biomassa atinja uma temperatura mínima de 40°C, durante pelo menos 5 dias, com a ocorrência de um pico de 55°C, ao longo de 4 horas sucessivas durante este período. A área demarcada na Figura 11, corresponde ao período em que foi temperatura igual ou superior a 55°C, indicando também o atendimento às exigências referentes à Resolução CONAMA 481/2017, vigente na época do estudo.

Cosiderações Finais

Os resultados obtidos neste trabalho apontam que o processo de compostagem realizado com a utilização do lodo da ETE em estudo e o material estruturante (poda de árvore), atende à legislação em relação aos padrões de valor agrônômico assim como os parâmetros físico-químicos, apresentando potencial para o uso agrícola, e possibilitou constatar a contribuição da metodologia para avaliar a eliminação de patógenos.

A utilização de lodo de esgotos como fertilizante pode reduzir até 60% do consumo de fertilizantes fosfatados, o que representa a importância de sua utilização, lembrando que as fontes são finitas, o que é um estímulo para a busca de alternativas, como o biofóssido, entretanto, a sua aplicação em áreas cultiváveis requer atendimento à legislação vigente.

A nova Resolução CONAMA representa um avanço e reconhecimento da importância dos biofóssidos como fornecedores de matéria orgânica, macro e micronutrientes que exercem um papel fundamental na produção agrícola e na manutenção da fertilidade do solo, estimulando essa importante alternativa para a destinação final dos lodos produzidos em estações de tratamento de esgotos sanitários. Sua abordagem considera o potencial agrônômico; a redução de atratividade de vetores; as substâncias químicas; e a qualidade microbiológica, fundamentada em estudos de avaliação quantitativa de risco microbiológico, bem como o atendimento a parâmetros operacionais específicos, baseados nos processos de produção do biofóssido.

Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer à Faculdade de Saúde Pública-USP, Faculdade de Ciências Agrônômicas-UNESP, Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo-SABESP; Núcleo de Pesquisas Avançadas em Matologia-NUPAM pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – NBR:10.007. *Amostragem de Resíduos sólidos*. Rio de Janeiro, 2004.

ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. *Lodo de esgoto: tratamento e disposição final*. 2. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014. 444 p.

BITTENCOURT, S.; AISSE, M. M.; SERRAT, B. M.; AZEVEDO, J. C. R. Sorção de poluentes orgânicos emergentes em lodo de esgoto. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 21, n. 1, p. 43-53, 2016.

BRADY, N.C.; WEIL, R.R. *Elementos da natureza e propriedades dos solos*. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2013, 704p.

CAMINADA, S.M.L. *Avaliação da presença de fármacos em biofóssido compostado proveniente de Estação de Tratamento de Esgotos*. Tese (Doutorado em Ciências). Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2021.

CARVALHO, P. C. T. Compostagem. In: TSUTIYA, Milton Tomoyuki. *Biofóssidos na agricultura*. São Paulo: Abes, p. 181-208, 2002.

CEC. Council Directive 86/278/EEC on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture. *Official Journal*, v181, p. 6-12, 1986.

CHRISTODOULOU, A.; STAMATELATO, K. Overview of legislation on sewage sludge management in developed countries worldwide. *Water Science & Technology*, v. 73.3, p. 453-462, 2016.

CONAMA-Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução nº 498, de 19 de agosto de 2020. Define critérios e procedimentos para produção e aplicação de biofóssido em solos, e dá outras providências.

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução nº 481, de 03 de outubro de 2017. Estabelece critérios e procedimentos para garantir o controle e a qualidade ambiental do processo de compostagem de resíduos orgânicos, e dá outras providências.

COSCIONE, A. R.; NOGUEIRA, T. A. R.; PIRES, A. M. M. *Uso agrícola de lodo de esgoto: Avaliação após a Resolução nº 375 do CONAMA*. Botucatu: FEPAF, 2010. 407p.

HUDCOVÁ, H.; VYMAZAL, J.; ROZKOŠNÝ, M. Present restrictions of sewage sludge application in agriculture within the European Union. *Soil & Water Resources*, v.14, n. 2, p. 104-120, 2019.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Diretoria de Pesquisas, Coordenação de População e Indicadores Sociais, *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico*, 2008.

Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA). *Instrução Normativa SDA n° 25*, 2009.

Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA). *Manual de métodos Analíticos Oficiais para Fertilizantes e Corretivos*. Brasília-DF. 2017.

Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA). *Instrução Normativa n° 61*, 2020.

MOTA, S. *Introdução à engenharia ambiental*. 4. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

NUVOLARI, A. *Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola*. São Paulo: Editora Blucher, 2009.

RODRIGUES, J. S.; CORDEIRO, J.; CALAZANS, G. M.; CORDEIRO, J. L.; GUIMARÃES,

SAITO, M. L. *O uso do lodo de esgoto na agricultura: precauções com os contaminantes orgânicos*. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2007. 35p.

TSUTIYA, M. T.; CAMPARINI, J. B.; ALEM SOBRINHO, P.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P. C. T.; MELFI, A. J.; MELO, W. J.; MARQUES, M. O.; *Biossólidos na agricultura*. 2. ed. São Paulo: ABES, 2002. 468 p.

VOUK D., Nakic D., Siljeg M., (2017), Sewage sludge disposal routes case study – North Adriatic region in Croatia, Proceedings of the IWA Specialist Conference On Sludge Management: SludgeTech 2017, 9-13 July, London, UK, ss.1-12. https://www.researchgate.net/publication/321579280_Sewage_sludge_disposal_routes_Case_study_-_North_Adriatic_region_in_Croatia [acesso em 31 mai 2023].

EXPANDED POLYSTYRENE (EPS) RECYCLING: AN ENVIRONMENT FRIENDLY PROCESS TO RECOVERY OF DISSOLVED POLYSTYRENE (PS) USING WASTE COOKING SOYBEAN OIL

1 Maria Flávia Borges da Silva, 1 Pamella da Silva Tavares Quadros, 1 Ariana de Campos, 1 Deusmaque Carneiro Ferreira, 1 Vinícius Carvalho Rocha, 1 Diego Andrade Lemo, 2 Cristiano Poletto, 1 Júlio Cesar de Souza Inácio Gonçalves, 1 Mário Sérgio da Luz

1 Universidade Federal do Triângulo Mineiro (UFTM), Avenida Dr. Randolfo Borges Júnior, n° 1400, CEP: 38064-200, Uberaba, MG, Brazil.

2 Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Avenida Bento Gonçalves, n° 9500, CEP 91501-970, Porto Alegre, RS, Brazil.

Palavras-chave: Polymer waste valorization, Waste Management

Resumo

The current work presents a simple method to recycle waste expanded polystyrene (EPS), using waste cooked soybean oil (WCSO). The process of polystyrene recovery combines the dissolving of EPS in D-limonene with its further separation and mixture with WCSO. The chemical, thermal, and morphological properties, of the obtained material, were characterized by the techniques, Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FTIR), Thermogravimetric Analysis (TGA), X Ray diffraction (XRD) and Scanning Electron Microscopy (SEM). The characteristics of the recovered polystyrene presented high similarity with the standard polystyrene (PS), which suggests low contamination by other materials. The great advantage of this recycling method is that it allow us to obtain PS in solid state at room temperature, without heating needs, instead of other EPS recycle reported methods. The results are promising and point to a viable and simple process of recycling EPS, which offers several environmental benefits.

Introduction

Expanded polystyrene (EPS) is a polymer used worldwide, and its extensive use has become a disposal problem due to the high volume occupied and the time that it takes to decompose naturally. In fact, managing this waste involves certain difficulties; the low mass/volume ratio of EPS waste leads to a high cost of transport and storage, which discourages recyclers from recycling it. Landfill and incineration of EPS are the two common ways to dispose this waste material (Pol, 2010). However, landfills has disadvantages to being high cost, and the incineration process is high-energy consumption and releases potentially toxic gas. Faced with this, alternative methods for recycling EPS waste are needed.

Several techniques to recycle EPS waste are already being propose. For example, the depolymerization, named chemical recycling, is based on EPS chemical decomposition to produce low molecular weight products (Manrich and Santos, 2009). This method can reduce the volume of plastic that ends up in landfills and can produce high-quality raw materials, decreasing the demand for fossil fuels and other natural resources. Unfortunately, in the chemical recycling process there is a large emission of greenhouse gases, which poses a climate risk (Brandrup, 2006). In the mechanical recycling, polymer waste is mechanically crushed into granules that can be used to make new products. This method keeps the molecular structure, which is less energy intensive than chemical recycling and doesn't use toxic chemicals. The main disadvantage of this method is that plastics are not infinitely recyclable mechanically (Brandrup, 2006). The energetic recycling is when polymer waste is incinerated to produce heat, which is used in useful ways, like in producing electricity. However, installing an incineration plant is an expensive process and the smoke produced during polymer incineration includes acid gases, carcinogenic dioxins, particulates, heavy metals and nitrogen oxide (Brandrup, 2006). Additionally, EPS waste has been usually recycled and added to other materials, such as: wood plastic composites made from post-used polystyrene foam (Koay et al., 2018); wood plastic composites made from post-used dissolved polystyrene packing (Agoua et al., 2013); wood plastic composites using recycled expanded polystyrene and wood flour (Poletto, 2011); development of rice husks-plastics composites for building materials (Choi et al., 2006); composites made from cement dust and polystyrene waste that can be used as building construction materials (Asaad and Tawfik, 2011) ; crumbled recycled foam polystyrene waste is used to produce the filler in concrete (Laukautis et al., 2005); use of expanded polystyrene waste in the creation of waterproofing paint (Bellon et al., 2019); recovery and incorporation of expanded polystyrene solid waste in lightweight concrete (Espinoza-Merchan et al., 2020); producing multi-strength grade lightweight concrete containing expanded polyethylene beads (Sadrumontazi et al., 2012); and composite of polystyrene/concrete as the structural thermal insulating material (Makhmud and Alexander, 2017). However, none of them are used as widely, mainly because they are not economically profitable.

In order to make the recycling process more attractive, EPS waste has been dissolved by organic solvents to reduce its volume, saving transport and storage costs. The commonly used solvents are: ethanol (Bellon et al., 2019); limonene (Bellon et

al., 2019; Jimenez-Francisco et al., 2020); (Garcia et al., 2009; Gutiérrez et al., 2012; Gutiérrez et al., 2014; Yi-Bo Zhao et al., 2018; Bellon et al., 2019; Jimenez-Francisco et al., 2020), acetone (Yi-Bo Zhao et al., 2018; Bellon et al., 2019), methanol (Yi-Bo Zhao et al., 2018), ethyl acetate (Yi-Bo Zhao et al., 2018), benzene (Yi-Bo Zhao et al., 2018), chloroform (Yi-Bo Zhao et al., 2018), and cyclohexane (Yi-Bo Zhao et al., 2018), Cymene (Garcia et al., 2009), Phellandrene (Garcia et al., 2009), styrene (Mumbach et al., 2020), eucalyptus (Garcia et al., 2009; Gil-Jasso et al., 2019), star anise (Gil-Jasso et al., 2019), thyme (Gil-Jasso et al., 2019), chamomile (Gil-Jasso et al., 2019), and toluene (Singhal et al., 2019). Unfortunately, most of these processes- are environmentally harmful because the solvents most commonly used are toxic, such as toluene, acetone, ethyl acetate, benzene, chloroform, and cyclohexane (Yi-Bo Zhao et al., 2018; Bellon et al., 2019; Singhal et al., 2019). In contrast, dissolution processes using natural and nontoxic solvents are often reported (Garcia et al., 2009; Bellon et al., 2019; Gil-Jasso et al., 2019; Jimenez-Francisco et al., 2020). One of them, D-limonene (hydrocarbon classed as a terpene) has been reported as an attractive natural solvent for waste EPS dissolution (Garcia et al., 2009; Bellon et al., 2019; Jimenez-Francisco et al., 2020). This solvent is an essential oil, obtained from orange or lemon peel as a byproduct of juice manufacture. D-Limonene is generally recognized as a non-toxic substance, and some advantages in using it to dissolve EPS waste include: (i) This process does not produce any degradation of polymeric chains (Gil-Jasso et al., 2019); (ii) After the dissolution process, the polystyrene can be recovered (Gutiérrez et al., 2012; Gutiérrez et al., 2014; Gil-Jasso et al., 2019); (iii) The solvent can also be recovered and reused to dissolve a new waste EPS batch (Gil-Jasso et al., 2019). Based on these, the process of dissolving EPS in D-limonene has been used as a primary step in polymer recycling. The current work is an example where dissolved EPS and waste cooking soybean Oil (WCSO), when combined, give rise to a new material that can be used for several applications. Sarmiento et al. also show that the expanded polystyrene and waste cooking oil can be used to produce a recycled EPS with potential use as construction material (Sarmiento et al., 2016).

In particular, soybean oil is an important commercial product, represents approximately 30% of the total vegetable oils produced in the world, and it is currently used for the preparation of food (Gunstone, 2002). In this context, waste cooking soybean oil (WCSO) refers to an oil, which has been used for frying and can no longer be used for the same purposes. The incorrect disposal of WCSO can cause several environmental problems (Gunstone, 2002). When the WCSO is discharged, directly in the water tributaries, can forming a superficial layer of oil that reduces oxygen diffusion into the water source, causing several damages to the aquatic ecosystems. It is well known that only 1 L of oil can contaminate 1000 L of drinking water, and for this reason, applications that include the use of this waste are welcome to minimize the WCSO pollution.

Corroborating, this work stems from the idea that the environmental problems caused by the incorrect disposal of EPS and WCSO can be mitigated when both are recycled and combined to recover the polystyrene (PS).

Materials and methods

In this study, commercial waste of EPS packages was used. The raw material was crushed into small pellets in order to produce a homogeneous material (the average particle size was approximately 4 mm). The solvent D-limonene, 99% purity, was purchased from a local store, Óleos Essenciais®, and used without further purification.

For dissolution experiments, 50 ml of D-limonene and 15 g of EPS were placed in a Becker, and then the mixture was shaken (~ 15 minutes) until its complete dissolution. This proportion (EPS/D-limonene) was determined in preliminary dissolution experiments. All experiments were carried out at room temperature. After the complete dissolution, the mixture was carefully transferred to a separating funnel where the dissolved polystyrene was separated from the D-limonene, after allowing the mixture to precipitate overnight. Therefore, the lower layer (D-limonene) was drained out. The pasty (upper layer - polystyrene) was then combine to waste cooking soybean oil (WCSO) to produce a solid polymeric material.

Waste cooking soybean oil was collected from households and street vendors located in Uberaba City, Brazil. After collection, the WCSO was only filtered by filter paper (Whatman 41 sized 20-25 micron) to remove bits of food residues. The polystyrene was recovered simply by mixing equal volumes of reagents (dissolved polystyrene and WCSO) at room temperature. After agitating for one minute, a solid precipitated. Finally, this solid was squeezed between layers of hand paper towel, to remove the maximum oil excess, and let dry at room temperature.

The chemical, thermal, and morphological properties, of the obtained material, were characterized by the techniques: Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FTIR, Cary 660 by Agilent Instruments), Thermogravimetric Analysis (TGA), X-Ray diffraction with Cu K α radiation with steps of 1 degree (Theta)/min (Shimadzu model 6100) and Scanning Electron Microscopy using the backscattered electron mode (SEM, model LEO 1450VP).

Results and Discussion

As mentioned before, dissolution assays were carried out in Becker, where crushed waste EPS was immersed in D-limonene at room temperature, see figure 1(a). Figure 1(b) shows the separation process between dissolved polystyrene (upper layer) and D-limonene (lower layer), after 48h. This procedure allowed the recovery both D-limonene, which was drained out, and the dissolved polystyrene. All components resulting from the separation were analyzed using FTIR spectroscopy (Fig. 1(c): Polystyrene and Fig. 1(d): D-limonene).

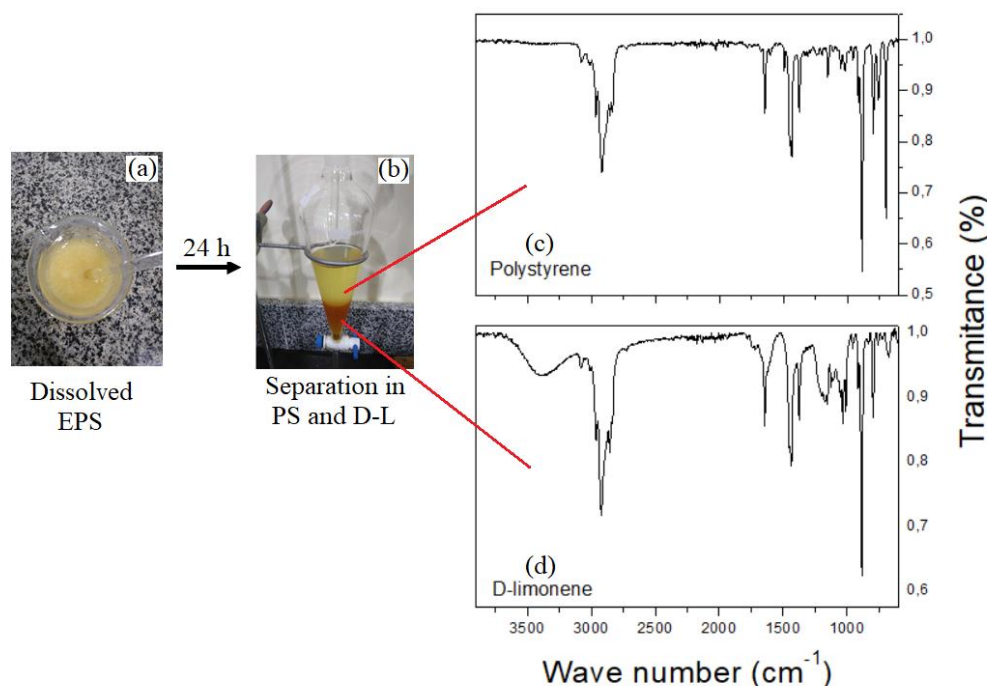


Fig. 1. a) Dissolution of EPS at room temperature by D-limonene, b) Layer separation in dissolved polystyrene and D-limonene, after 48 h, c) FTIR spectra of the dissolved polystyrene and, c) FTIR spectra of the D-limonene.

Figure 1(c) shows the infrared absorption spectra of the dissolved polystyrene. There are several absorption peaks within the involved wavenumber range, similar to the standard polystyrene reported before (Al-Kadhemy et al., 2016; Vardhan and Shukla, 2018). The peak at 3082 cm^{-1} corresponds to ring hydrogen's C-H stretching vibrations. The absorption bands around 2800 and 3000 are due to C-H stretch aliphatic vibrations. In special, the peak at 2854 cm^{-1} corresponds to an aromatic C-H. The absorption at 1643 cm^{-1} is related to C-C stretching. The two peaks at 1492 and 1600 cm^{-1} are assigned to aromatic C=C stretching. In the region from 1300 to 1380 cm^{-1} , the peak observed at 1376 cm^{-1} corresponds to aromatic CH₂ bending. In addition, the peaks located around 650 to 1250 cm^{-1} correspond to C-H deformation.

Figure 1(d) shows the infrared absorption spectra of the recovery D-limonene, which is similar to the spectrum for the raw D-limonene, before the dissolution process. The broad absorption band at approximately 3300 cm^{-1} is related to hydroxyl group stretching. The intense absorptions that appear around 3000 – 2850 cm^{-1} are attributed to the C-H, methylene bond, vibration. The peak at 1645 cm^{-1} is related to the stretching of the double bonds, C=C, which is present in the endocyclic and exocyclic positions of the D-limonene structure. The peaks between 1480 – 1350 cm^{-1} are associated with the deformation of the C-H bond belonging to the alkyl groups. The peak at 1050 cm^{-1} is attributed to the bending of =C-H bonds, and at 887 cm^{-1} is attributed to =C-H. In the region between 3200 and 3500 cm^{-1} , the broadening peak is attributed to O-H vibration, probably due to water in the D-limonene solution. It is important to mention that, based on our experiments and reported before (Gil-Jasso et al., 2019), the recovered D-limonene can be used again in other dissolution processes, with the same efficiency as the raw D-limonene.

When dissolved polystyrene and WCSO are mixed, in equal proportions of volume, a polymer solid precipitated. The mass formed agglomerated at the bottom of the Becker was easily removed and cleaned. Figure 2 illustrates the reaction sequence, showing the light amber colored polymer mass and the reaction residue material. Sarmiento and co-workers have also been using waste cooking oil in recycling EPS. However, in this case, the oil is used as a solvent where the EPS is dissolved, at 1650 C , and then recovered (Sarmiento et al., 2016). Contrary to this, the current work presents a process carried out at room temperature. In this context, recycling dissolved EPS with WCSO may reduce the energy requirement and is cost-effective.

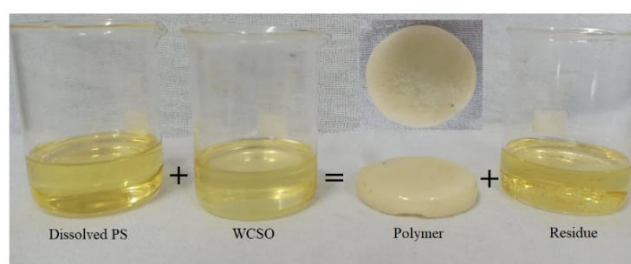


Fig. 2. Schematic representation of the PS recovery, showing the light amber colored polymer mass and the reaction residue or unreacted material.

After the precipitation of PS (Figure 1), it is in the pasty form because a small amount of D-limonene continues to dissolve PS agglomerates. When this mixture is placed in contact with WCSO, it dissolves the residual D-limonene, releasing the PS, which becomes a solid aggregate. Therefore, the WCSO acts as an antisolvent when it is added to the D-limonene/PS mixture. We observed that the D-limonene exhibits an acceptable solubility in WCSO at moderated working conditions, while solid PS are generally insoluble in WCSO. Thus, the addition of frying soybean oil induces the supersaturation and precipitation of the polymer due to the dissolution of limonene in WCSO. In fact, the use for polymer phase separation has been extensively reported in the literature, especially using carbon dioxide as a non-solvent and numerous techniques has been developed in the last years (Campardelli et al., 2014; Gutiérrez et al., 2016). Based on this, WCSO stands out as a potential material to be used as a liquid antisolvent in other polymer production processes.

To confirm the composition of the recycled polymer and the residue, Fourier transform infrared spectroscopy measurements were performed (Fig. 3). The FTIR spectrum for the recovered polymer, figure 3(a), is identical to that showed in the Figure 2(c), indicating that the product is polystyrene. An extra peak can be observed at approximately 1745 cm⁻¹ (see the red arrow) which is related to the polymerization residue contamination. Contamination is basically a mixture of with a small fraction of dissolved D-limonene. There is approximately 2.0 %w of superficial WCSO+D-limonene in the final material. Contamination can be removed by simply squeezing the material between sheets of paper. These results indicate that the final polymer can be further applied, as there is no significant surface fat content. However, to do so, it is necessary to measure several properties in the final PS, such as mechanics, chemical and physics. As expected, the FTIR spectrum illustrated in Figure 3(b) is quite similar to reported for the waste cooking soybean oil (WCSO) (Laskar et al., 2018; Rafati et al., 2018). The absorption peaks at 2921, 2854, 1745, and 1155 cm⁻¹ are due to triglycerides, which are basic components in cooking oils (Laskar et al., 2018; Rafati et al., 2018). The absorptions at 2921 and 2854 cm⁻¹ are related to asymmetrical stretching vibrations of C-H and the absorption at 1745, and 1155 cm⁻¹ are due to C=O bond stretching and -CH₂-, respectively. As can be seen, this spectrum contains a significant amount of peaks, mainly in the region between 1750 and 700 cm⁻¹. For a better understanding, the functional groups and modes of vibration associated with the absorptions are illustrated in the Fig 3(b) (Laskar et al., 2018; Rafati et al., 2018). Back to figure 2, it is possible to observe that the soybean oil change its color after the polymer solidification process, which suggest an oil oxidation during this process (Komoda et al., 1966).

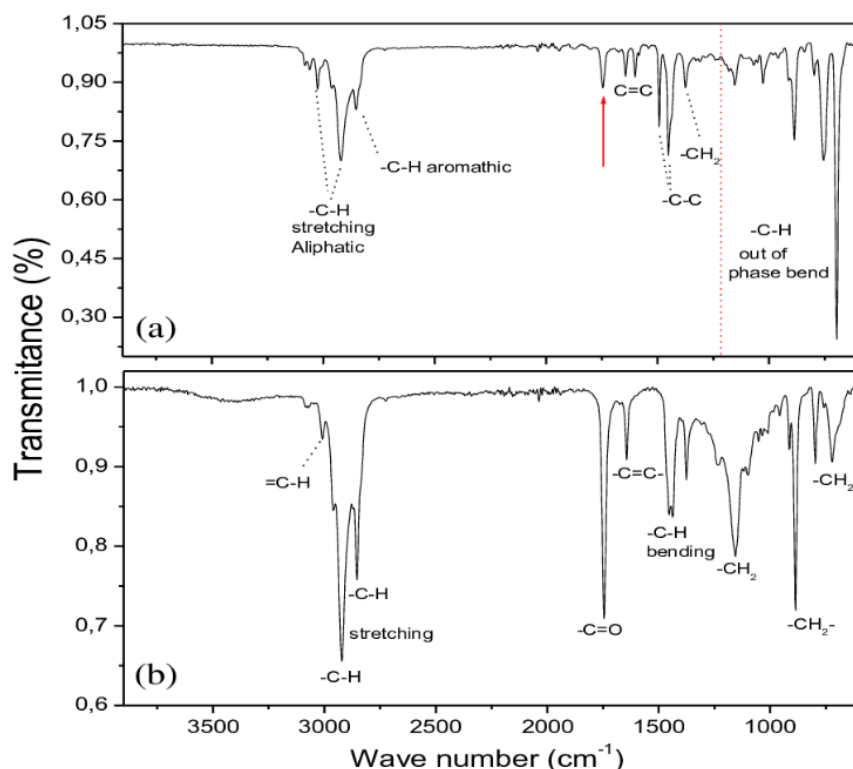


Fig. 3. a) FTIR spectra of the obtained polymer and, b) FTIR spectra of the polymerization residue.

Focus on the polymeric material, Figure 4 shows the X-ray diffraction (XRD) for the recovered EPS. The XRD pattern shows a prominent peak observed at $2\theta = 19.65^\circ$, suggesting that the polystyrene has certain crystallinity (JunFei et al., 2010; Wankasi and Dikio, 2014). The recovered polystyrene has a roughness surface as shown by the SEM image in the inset of Figure 4. This surface morphology can be the feature of non-controlled solidification processes. As well know, when a polymer solidifies, it may retain an amorphous structure, crystallize completely, or become semi crystalline.

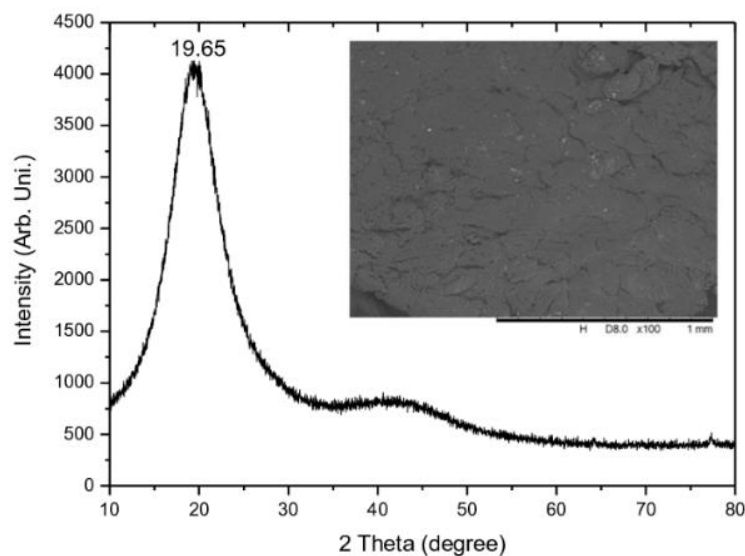


Fig. 4. XRD pattern of recovery polystyrene. The inset shows SEM image of the polymer.

Figure 5 shows the TGA curves of recovery EPS. Recovered EPS shows $T_i \sim 163^\circ\text{C}$, the temperature corresponding to initial weight loss (volatiles components loss). Further, it shows a decomposition temperature at 50% weight loss of $T_{50} \sim 412^\circ\text{C}$ (related to degradation of PS chains). Finally, recovered EPS shows maximum decomposition temperatures of $T_{max} \sim 576^\circ\text{C}$ (total degradation). The loss weight before T_i is due to the residual decomposition. The incomplete degradation of the solid PS after $\sim 450^\circ\text{C}$ suggests the existence impurities, probably of WCSO impurities comes from the frying processes.

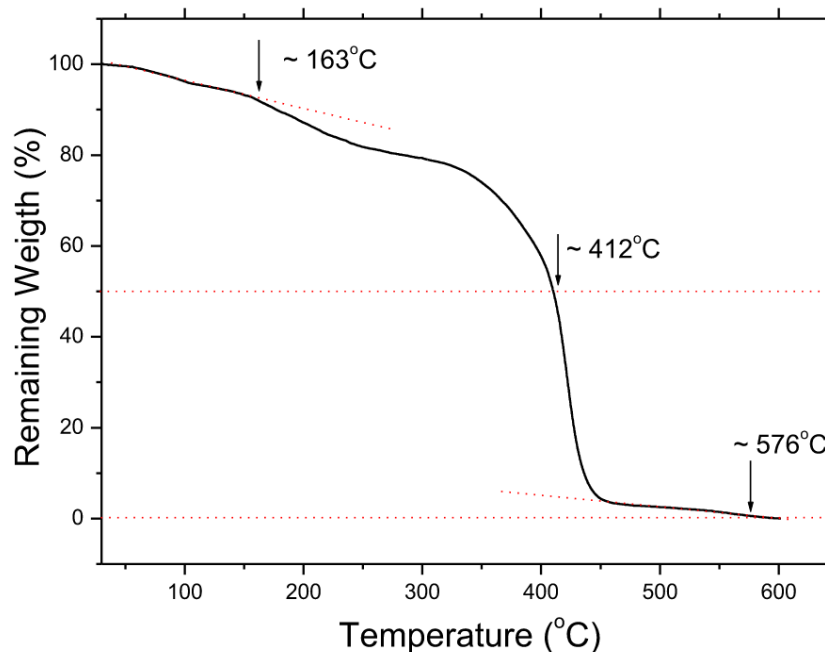


Fig. 5. TGA of the recovered polystyrene.

The results, showed in this section, shows that it is possible to recovery PS from waste EPS but further works are necessary objective to define the properties and applications of the recycle polymer. Additionally, WCSO stands out as a potential material to be used as a liquid antisolvent in other polymer production processes.

Conclusion

This work stems from the idea that waste expanded polystyrene can dissolve in D-limonene and be recovered, using waste cooking soybean Oil (WCSO), to produces a new polystyrene-based product. The obtained polymer was soft and malleable, making it a possible candidate of renewable additive in diverse applications. Additionally, solvent recovery was

carried out to make the process more sustainable. The environmentally friendly process, carried out entirely at room temperature, opens a new sustainable and green approach toward the recycling and recovery of polystyrene waste. Avoiding any heating step, which can be high cost, this process also meets the financial challenges inherent in any industry applications.

Acknowledgments

This work is based upon financial support by Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), and Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

References

- Agoua, E.; Allognon-Houessou, E.; Adjovic E.; Togbedji, B. Thermal conductivity of composites made of wastes of wood and expanded polystyrene. *Constr. Build. Mater.*, v.41, p.557–562, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2012.12.016>
- Al-Kadhemy, M. F. H.; Rasheed, Z. S.; Sali, S. R. Fourier transform infrared spectroscopy for irradiation coumarin doped polystyrene polymer films by alpha ray. *Journal of Radiation Research and Applied Sciences*, v. 9, p. 321-331, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jrras.2016.02.004>
- Asaad, J.; Tawfik, S. Polymeric composites based on polystyrene and cement dust wastes. *Mater. Des.*, v.32, p.5113–5119, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.matdes.2011.06.010>
- Bellon, D.; Zamudio, W. H.; Tiria, L. C.; Durán, S. M.; Useche, I. E.; and Peña, J. Effect of expanded polystyrene waste in the creation of waterproofing paint. *Journal of Physics: Conference Series*, v. 1386, p.012075, 2019. doi:10.1088/1742-6596/1386/1/012075
- Brandrup, J. In: Menges G, editor. *Recycling and recovery of plastics*. Munich: Hanser; 1996.
- Campardelli, R.; Oleandroa, E.; Adami, R.; Reverchon, E. Polymethylmethacrylate (PMMA) sub-microparticles produced by Supercritical Assisted Injection in a Liquid Antisolvent. *The Journal of Supercritical Fluids*, v. 92, p. 93-99,2014. <https://doi.org/10.1016/j.supflu.2014.05.012>
- Choi, N.; Mori, I.; Ohama, Y. Development of rice husks-plastics composites for building materials. *Waste Manag*, v.26, p.189–194, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.05.008>
- Espinoza-Merchan MP, Torres-Parra LJ, Rojas-Arias N, Cocha-Vesga PN. Recovery and Incorporation of expanded polystyrene Solid Waste in Lightweight Concrete. *Ingeniería*, v.25, p.237-249, 2020. DOI: <https://doi.org/10.14483/23448393.15681>
- Garcia, M. T.; Gema, D.; Ignacio, G.; Antonio, L.; Juan, F. R. Recycling extruded polystyrene by dissolution with suitable solvents. *J Mater. Cycles Waste Manag*, v. 11, p. 2-5, 2009. DOI 10.1007/s10163-008-0210-8
- Gil-Jasso, N. D.; Segura-Gonzalez, M. A.; Soriano-Giles, G.; Neri-Hipolito, J.; Lopez, N.; Mas-Hernandez, E.; Barrera-Diaz, C.
- E.; Varela-Guerrero, V.; Ballesteros-Rivas, M. F. Dissolution and recovery of waste expanded polystyrene using alternative essential oils. *Fuel* 2019; 239: 611-616 DOI: 10.1016/j.fuel.2018.11.055
- Gunstone, F. D. *Vegetable oils in food technology. Composition, properties and uses*, 1st edn. CRC Press LLC, Florida 2002.
- Gutiérrez, C.; García, M. T.; Gracia, I.; de Lucas, A.; Rodríguez, J. F. Recycling of extruded polystyrene wastes by dissolution and supercritical CO2 technology. *J Mater Cycles Waste Manag*, v. 14, p. 308–316, 2012. DOI 10.1007/s10163-012-0074-9
- Gutiérrez, C.; Rodríguez, J.; Gracia, I.; De Lucas, A.; García, M. T. Preparation and characterization of polystyrene foams from limonene solutions. *J Supercrit Fluids*, v.88, p.92–104, 2014.
- Gutiérrez, C.; Rodríguez, J.; Gracia, I.; De Lucas, A.; García, M. t. Optimization of a High Pressure CO2 Antisolvent Process for the Recycling of Polystyrene Wastes. *Polymer-Plastic Technology and Engineering*, v. 55, p. 335-342, 2016. <https://10.1080/03602559.2015.1098676>
- Jimenez-Francisco, M.; Flores-Johnson, E. A.; Carrillo, J. G. Effect of Recycled Polystyrene/Limonene Coating on the Mechanical Properties of Kraft Paper: A Comparative Study with Commercial Coatings *Journal of Polymers and the Environment* v. 28, p.1724–1736, 2020. <https://doi-org.ez33.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s10924-020-01721-y>

- JunFei, f.; YiMin, X.; Qiang, L. I. Preparation of polystyrene spheres in different particle sizes and assembly of the PS colloidal crystals. *Sci China Tech Sci*, v. 53, p. 3088–3093, 2010. doi: 10.1007/s11431-010-4110-5
- Koay, S. C.; Varnesh, S.; Chan, M. Y.; Pang, M. M.; Chantara, T.R.; Tshai, K. Y.; and Cheah, K. H. Wood plastic composites made from post-used polystyrene foam and agricultural waste. *Journal of Thermoplastic Composite Materials*, v. 32, p. 1-12, 2018. <https://doi.org/10.1177/0892705718799836>
- Komoda, M.; Onuki, N.; and Harada, I. Studies on Cause of Color Reversion of Edible Soybean Oil and its Prevention. *Agr. BioI. Chem.*, v.30, p. 906-912, 1966. DOI: 10.1080/00021369.1966.10858698
- Laskar, I. B.; Rajkumari, K.; Gupta, R.; Chatterjee, S.; Paul, B.; and Rokhum, L. Waste snail shell derived heterogeneous catalyst for biodiesel production by the transesterification of soybean oil. *RSC Adv.* v.8, p. 20131, 2018. DOI: 10.1039/C8RA02397B
- Laukaitis, A.; Zurauskas, R.; Keriene, J. The effect of foam polystyrene granules on cement composite properties. *Cem. Concr. Composite*, v.27, p. 41–47, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.cemconcomp.2003.09.004>
- Makhmud, K.; Alexander, P. S. Polystyrene concrete as the structural thermal insulating material. *International Journal of Advanced and Applied Sciences*, v. 4(1), p. 40-45, 2017. <https://doi.org/10.21833/ijaas.2017.010.007>
- Manrich, S.; Santos, A. *Plastic Recycling*. Nova Science Publishers, New York, 2009.
- Mumbach, G. D.; Bolzan, A.; Machado, R. A. F. A closed-loop process design for recycling expanded polystyrene waste by dissolution and polymerization. *Polymer*, v. 209, p.122940, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.polymer.2020.122940>
- Pol, V. G. Upcycling: converting waste plastics into paramagnetic, conducting, solid, pure carbon microspheres. *Environ. Sci. Technol*, v. 44, p. 4753–4759, 2010. <https://doi.org/10.1021/es100243u>
- Poletto, M.; Dettenborn J.; Zeni M.; Zattera, A. Characterization of composites based on expanded polystyrene wastes and wood flour. *Waste Manag.* v.31, p. 779–784, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.10.027>
- Rafati, A.; Tahvildari, K.; Nozari, M. Production of biodiesel by electrolysis method from waste cooking oil using heterogeneous MgO-NaOH nano catalyst. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*, v.41, p. 1-13, 2018. <https://doi.org/10.1080/15567036.2018.1539139>
- Sadrmomtazi, A.; Sobhani, B.; Mirgozar, M. A.; Najimia, M. Properties of multi-strength grade EPS concrete containing silica fume and rice husk ash. *Construction and Building Materials*, v.35, p.211-219, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2012.02.049>
- Sarmiento, A. M.; Guzmán, H. L.; Morales, G.; Romero, D. E.; Pataquiva-Mateus, A. Y. Expanded Polystyrene (EPS) and Waste Cooking Oil (WCO): From Urban Wastes to Potential Material of Construction. *Waste Biomass Valor*, v. 7, p.1245–1254, 2016. <https://doi.org/10.1007/s12649-016-9511-7>
- Singhal, R.; Ishita, I.; Sow, P. K. Integrated Polymer Dissolution and Solution Blow Spinning Coupled with Solvent Recovery for Expanded Polystyrene Recycling. *Journal of Polymers and the Environment*, v. 27, p. 1240-1251, 2019. DOI: 10.1007/s10924-019-01427-w
- Vardhan, P. V.; Shukla, L. I. T-IR investigations on effect of high doses of gamma radiation induced damage to polystyrene and mechanism of formation of radiolysis products. *Radiation and Environmental Biophysics* 57 2018:301–310 <https://doi.org/10.1007/s00411-018-0740-y>
- Wankasi, D.; and Dikio, E. D. Comparative Study of Polystyrene and Polymethylmethacrylate Wastes as Adsorbents for Sorption of Pb²⁺ from Aqueous Solution. *Asian J. Chem.* V. 26, p.8295-8302, 2014. DOI: 10.14233/ajchem.2014.16809
- Yi-Bo Zhao, Xu-Dong Lv, Hong-Gang Ni. Solvent-based separation and recycling of waste plastics: A review. *Chemosphere* v. 209, p. 707-720, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.095>

UTILIZAÇÃO DO RESÍDUO DE PET PARA PRODUÇÃO DE PAVIMENTOS INTERTRAVADOS (PAVERS)

1 Bárbara Lemos, 2 Giuliane Zanoni, 3 Lucas Eduardo Dezen, 4 Paula Andreatti de Jesus, 5 Rudgen Rodrigues Caldas, 6 Yule Anni Dourado Martarello, 7 Cesar Fabiano Fioriti, 8 José Luiz Pinheiro Melges

1 UNESP-campus de Ilha Solteira, e-mail: barbara.lemos1@unesp.br; 2 UNESP-campus de Ilha Solteira, e-mail: giuliane.zanoni@unesp.br; 3 UNESP-campus de Ilha Solteira, e-mail: lucas.dezen@unesp.br; 4 UNESP-campus de Ilha Solteira, e-mail: paula.andreatti@unesp.br; 5 UNESP-campus de Ilha Solteira, e-mail: caldas_rudgen@yahoo.com.br; 6 UNESP-campus de Ilha Solteira, e-mail: yad.martarello@unesp.br; 7 UNESP-campus de Presidente Prudente, e-mail: c.fioriti@unesp.br; 8 UNESP-campus de Ilha Solteira, e-mail: jose.melges@unesp.br

Palavras-chave: pavimento intertravado; politereftalato de etileno (PET); resistência à compressão

Resumo

Atualmente a quantidade de resíduos gerados a partir de embalagens produzidas com o politereftalato de etileno (PET) é significativa, a ponto de causar grandes problemas ambientais dada a sua elevada vida útil antes de ser reabsorvida pelo meio ambiente. Deste modo, a busca pela sua reutilização e reinserção no processo produtivo como uma nova matéria prima tem sido almejada por diversos pesquisadores, visto tratar-se de um problema global. Uma alternativa para a utilização desse resíduo seria a sua inserção em elementos intertravados para pavimentos (pavers), atualmente muito utilizados em praças e espaços públicos, principalmente pela sua durabilidade, estética e facilidade de execução. Um problema, no entanto, é que o controle de qualidade para esses elementos se baseia principalmente em sua resistência à compressão, cuja obtenção se dá através de um ensaio em que as suas superfícies superior e inferior estejam perfeitamente planas, obtidas, geralmente, por um processo de capeamento com enxofre, que é um material tóxico. Portanto, englobando essas questões, neste trabalho, apresenta-se o resultado de um estudo envolvendo pavers produzidos com 5% de substituição, em volume, do agregado miúdo por resíduo de PET, e ensaiados com 4 tipos diferentes de capeamento: enxofre, madeirite, papelão e isopor. Conforme a NBR 9781 (ABNT, 2013), para que os pavers produzidos possam ser utilizados como os convencionais, em áreas de tráfego de pedestres, veículos leves e veículos comerciais de linha, a resistência característica à compressão, que corresponde à uma resistência média majorada por fatores estatísticos, aos 28 dias, deve ser igual ou maior que 35 MPa. Embora o valor médio das resistências obtidas não tenha ultrapassado o valor de 35 MPa, chegou-se a resultados próximos, mostrando o potencial da incorporação do PET no concreto. Notou-se que os diferentes tipos de capeamento tiveram efeito considerável nos resultados do ensaio de compressão, em que o enxofre teve melhor desempenho e o papelão mostrou-se o menos adequado.

Introdução

O grande volume de plásticos produzidos diariamente e o seu consequente acúmulo de resíduos no meio ambiente, tem despertado, na sociedade, a conscientização para possíveis alternativas de descarte e manejo adequado destes resíduos. Dentre elas, a reutilização e a reciclagem de resíduos plásticos em materiais de construção civil, em especial o politereftalato de etileno (PET), tem sido um dos principais temas de pesquisa, em decorrência da crescente preocupação com os problemas ambientais. Os resíduos plásticos tem sido comumente utilizados como agregados em materiais de construção civil, substituindo parcialmente o agregado miúdo e/ou graúdo, e, portanto, considerada uma excelente aplicação, pois reduz a quantidade de resíduos no meio ambiente e minimiza os impactos ecológicos relacionados à fase de mineração dos agregados naturais, colaborando, portanto, na redução do custo total da produção de materiais de construção. Embora o uso de resíduos plásticos como agregados em materiais de construção civil apresente-se vantajoso do ponto de vista ambiental, as propriedades físicas, mecânicas e o desempenho dos materiais, bem como a durabilidade, podem ser afetadas. Deste modo, os materiais de construção contendo resíduos plásticos como agregados apresentam menor peso unitário e menor densidade em comparação com os materiais sem resíduos. Isto ocorre em função da baixa densidade dos resíduos plásticos e à maior porosidade existente nos materiais produzidos. A resistência à compressão e à tração do material é reduzida após a substituição do agregado convencional por resíduos plásticos (ZULKERNAIN et al., 2021; BAMIGBOYE, et al., 2021). Os efeitos da incorporação do resíduo de PET nas propriedades do concreto são foco de diversos estudos, como os que são apresentados em seguida.

Schilive et al. (2021) utilizaram resíduos de PET na fabricação de blocos de concreto visando obter uma alternativa para aumentar a sustentabilidade urbana. O PET, na forma de flocos, foi utilizado como substituição parcial do agregado miúdo. Visando incorporar uma maior quantidade de PET e mantendo-se os requisitos normativos, o traço de referência foi 1:19,19 (cimento : agregados – brita, pó de pedra e areia) na produção de blocos que pudessem alcançar 4,0 MPa (sem incorporação de PET). A partir desse traço, foi calculada a substituição da areia por resíduo de PET nos teores de 5%, 10% e 15%, mantendo-se o mesmo volume. O fator água/cimento (a/c) também foi mantido. Concluiu-se que, em comparação com o concreto referência, sem adição de PET, quanto maior a quantidade de substituição de areia por resíduo de PET, menor é a massa específica. Em relação à absorção de água e ao índice de vazios, valores maiores foram observados com a utilização do resíduo, com exceção do traço com 10% de substituição (“PET10”). A resistência à compressão axial em todos os traços foi

elevada; porém, à medida que teores maiores de PET eram adicionados, os autores observaram uma progressiva redução na resistência em relação ao concreto referência.

Umasabor e Daniel (2020) analisaram as resistências à compressão e à flexão do concreto com adição de PET, utilizando corpos de prova ensaiados após 3, 7, 14 e 28 dias de cura. As partículas de PET foram pulverizadas antes de serem adicionadas ao concreto nas seguintes porcentagens: 5%, 10% e 15% em peso, como aditivo. Os corpos de prova foram produzidos nas dimensões de 100x100x100 mm e 500x100x100 mm. Após a realização dos ensaios (composição granulométrica do agregado miúdo e do PET pulverizado, peso específico, ensaio de abatimento, resistência à compressão e resistência à flexão) foi constatada a diminuição da trabalhabilidade com o aumento do teor de PET no concreto e uma diminuição progressiva na resistência à flexão. O concreto com uso de 5% de PET apresentou resistência à compressão ótima aos 28 dias de cura e maior resistência à compressão de 33,4 N/mm².

Silva e Mesquita (2022) desenvolveram um estudo que teve como objetivo avaliar o desempenho estrutural de blocos de concreto fabricados apenas com resíduos de PET e areia, em relação aos produzidos com concreto convencional. O PET triturado tinha granulometria semelhante à da areia e foi usado como substituto do cimento na confecção de blocos sustentáveis. Foram preparadas 5 amostras contendo diferentes proporções de areia e PET, moldadas em corpos de prova cilíndricos de argamassa (5 x10 cm) e então submetidas à alta temperatura, a fim de derreter o PET. Depois de resfriados, os 5 corpos de prova passaram pelo ensaio de compressão e os 2 melhores resultados (traços) foram repetidos em 10 vezes cada para obtenção das médias dos valores de resistência à compressão, buscando adequar os resultados ao que é preconizado pela ABNT NBR 13276:2016, que considera uma boa resistência de compressão de blocos no mínimo entre 4,5 MPa e 16 MPa. As amostras CP01 (73% areia + 27% PET) e CP04 (50% areia + 50% PET) obtiveram os melhores desempenhos à compressão. Após a repetição em 10 vezes, a amostra CP01 se destacou com uma média de resistência de 6,68 MPa, que está pouco acima do resultado mínimo exigido pela norma técnica.

Dawood et al (2021) realizaram estudos sobre as propriedades físicas e mecânicas do concreto contendo resíduos de PET como substituição parcial da areia fina. O agregado miúdo (areia) foi parcialmente substituído por PET triturado, que passava na peneira nº 4. A areia retirada foi substituída por uma massa igual de PET, não se alterando os outros materiais que compunham a mistura. A proporção dos materiais utilizados na mistura do concreto foi: 444,75 kg/m³ de cimento, 667,0 kg/m³ de areia, 1334,0 kg/m³ de brita. A relação água/cimento (a/c) adotada foi de 0,41 (191,25 kg/m³), com 0,4% de superplastificante (1,779 kg/m³). Foi feita a substituição da areia por PET nas proporções de 5%, 7,5%, 10%, 12,5%, 15% e 20%. As principais conclusões obtidas pelos autores foram que: 1) a trabalhabilidade do concreto diminuiu gradualmente com a adição do PET; 2) a resistência à compressão, tração e flexão aumentaram com adição de até 12,5% de PET, sendo a proporção com 7,5% a que apresentou os melhores resultados; 3) o módulo de elasticidade diminuiu conforme o aumento do teor de PET na mistura.

Segundo Kangavar et al. (2022), estudos que investigaram a substituição de componentes do concreto por resíduos PET apresentaram resultados variados, dependendo do formato e dimensão do resíduo, e mencionam que, no trabalho de Dawood et al. (2021), houve considerável variação nas dimensões do resíduo PET utilizado (0-4,47 mm), enquanto a distribuição granulométrica da areia era mais uniforme, o que pode interferir negativamente nos resultados. Em seu estudo, os autores optaram por utilizar PET em forma de grânulos, que possuem dimensões e textura mais próximas a do agregado natural (areia) do que as fibras e flocos. A substituição da areia por PET foi volumétrica e nas proporções de 10%, 30% e 50%, sendo que o restante dos materiais constituintes do concreto se manteve constante. O concreto foi dosado a fim de atingir uma resistência de 32 MPa aos 28 dias. A proporção dos materiais utilizados na mistura do concreto foram: 200 litros de água, 445,0 kg/m³ de cimento e 1334,0 kg/m³ de britas, resultando em uma relação água/cimento (a/c) igual a 0,45. Na dosagem de controle (sem PET), foram usados 667,0 kg/m³ de areia. As principais conclusões obtidas foram: 1) a trabalhabilidade do concreto não se alterou com até 10% de PET, e, além disso, a trabalhabilidade foi inversamente proporcional ao aumento quantidade de PET na mistura; 2) observou-se uma redução na densidade do concreto com o aumento da proporção de PET na mistura, devido ao peso específico deste ser inferior em relação ao da areia; 3) concreto com 50% de PET não atingiu a resistência desejada; 4) o módulo de elasticidade diminuiu conforme o aumento do teor de PET na mistura; 5) misturas com até 30% de PET tiveram melhora na resistência à flexão, com destaque para a mistura com 10%, porém, foi a proporção de 50% que mostrou uma redução dessa característica; 6) o teor com 10% de PET no concreto promoveu um aumento de aproximadamente 9% na resistência à compressão; o teor com 30% proporcionou um valor próximo do concreto sem PET; o teor com 50% causou uma redução de aproximadamente 26% na resistência em relação ao concreto de controle; 7) verificou-se que as resistências à tração, à flexão e o módulo de elasticidade do concreto com PET foram semelhantes aos do concreto tradicional; 8) o PET é um material que tem potencial para ser reutilizado em artefatos de concreto, contribuindo para a redução da poluição ambiental.

Mohammed e Rahim (2020) mencionam que pode haver um aumento na capacidade resistente nas conexões de vigas-colunas feitas de concreto com a adição de 0,5% de fibra PET. Para vigas com baixa taxa de armadura longitudinal, o aumento chega a ser de 27%; para vigas e pilares com baixa taxa de armadura transversal, o aumento chega a 10%. A tenacidade e ductilidade também aumentaram, em decorrência da fibra PET atuar nas fissuras como elementos de costura. No entanto, as fissuras ocorreram prematuramente nos elementos com adição de PET em comparação com os elementos sem essa adição.

Conforme Goyal et al. (2023), os resíduos plásticos têm sido utilizados para a fabricação de pavers em substituição parcial ou total dos agregados miúdos e/ou graúdos, contribuindo para a redução da exploração e mineração de rochas pétreas. Além disso, os resíduos plásticos podem ainda ser utilizados como aglomerante em substituição parcial ou total do cimento

Portland, colaborando para a diminuição da emissão de gases de efeito estufa, visto que as indústrias de cimento são um dos principais emissores destes gases. Com isto, a pesquisa de Goyal et al. (2023) avaliou os impactos ambientais que ocorrem durante a fabricação de pavers de concreto com adição de resíduos plásticos em comparação os de concreto convencional. A análise do ciclo de vida foi realizada através de três diferentes processos de produção, sendo estes: o processo de fabricação de paver de concreto convencional; de paver de concreto com resíduos plásticos em substituição parcial ao agregado graúdo; e de paver sem utilização de cimento, cujo aglomerante utilizado era formado por resíduos plásticos. Os impactos das diversas operações envolvidas na fabricação dos diferentes tipos de pavers foram avaliados e comparados. Identificaram-se as etapas com maior contribuição para os impactos ambientais e estudaram-se os fatores que influenciaram os diversos índices. O escopo do estudo incluiu que todas as operações, do berço ao portão, envolvendo as emissões desde a coleta, transporte, fabricação e pré-processamento de matérias-primas. As operações consideradas para avaliação foram a preparação da matéria prima, mistura de matéria prima, moldagem, prensagem e a cura do produto final. Após a análise do ciclo de vida dos três diferentes processos de produção de pavers, os autores concluíram que o potencial de aquecimento global do processo de produção de paver com resíduos plásticos em substituição ao agregado graúdo e do paver convencional foram, respectivamente, quase 2,2 e 1,6 vezes maiores que o processo de produção do paver sem cimento. Com isto, torna-se evidente que o cimento é o material com maior impacto ambiental. Além disso, os autores sugerem que a utilização de resíduos plásticos como aglomerante em substituição ao cimento Portland para produção de pavers é a melhor opção, pois evita dois grandes problemas ambientais: o lixo proveniente de resíduos plásticos e as emissões de gases de efeito estufa proveniente da indústria cimentícia, além ser considerado um processo de produção mais ecológico em comparação aos demais.

Considerando-se os diversos estudos a respeito do uso do resíduo de PET na composição do concreto, entende-se que, em grande parte dos casos, a incorporação de até 10% desse material traz benefícios quanto ao comportamento mecânico do concreto, e, em alguns casos, até taxas maiores de PET no traço poderiam ser adotadas, com efeitos negativos pouco significativos, tendo em vista o impacto positivo que reutilizar esse resíduo causa ao meio ambiente (DAWOOD et al., 2021; KANGAVAR et al., 2022; MOHAMMED e RAHIM, 2020).

Outro problema a se considerar é que o controle de qualidade para os pavers basicamente se baseia em sua resistência à compressão, cujo obtenção se dá através de um ensaio onde as suas superfícies superior e inferior estejam perfeitamente planas, obtidas geralmente por um processo de capeamento com enxofre, que exala uma fumaça tóxica durante o seu processo de fundição (MEDEIROS et al., 2017). Portanto, neste trabalho, apresenta-se o resultado de um estudo envolvendo pavers produzidos com 5% de substituição em volume do agregado miúdo por PET, e ensaiados com 4 tipos diferentes de capeamento: enxofre, madeirite, papelão e isopor, a fim de verificar a influência do tipo de capeamento utilizado para regularização da superfície dos corpos de prova prismáticos na resistência à compressão. Para que os pavers produzidos pudessem ser utilizados como os convencionais, a resistência à compressão almejada foi de 35 MPa (ABNT, 2013).

A dissertação de Matos (2019) foi utilizada como referência para a elaboração do traço adotado para a confecção dos pavers usados nesta pesquisa, especificamente o traço nomeado como “5%A”, relativo a uma substituição de 5% do agregado miúdo por PET, em volume.

Material e Métodos

Este trabalho teve como objetivo avaliar o efeito da incorporação de resíduo PET na dosagem do concreto, enquanto substituto parcial ao agregado miúdo, além de observar a influência do uso de diferentes tipos de capeamento durante o ensaio de compressão. Foi produzida apenas uma dosagem de concreto, utilizando-se 5% de PET em substituição ao agregado miúdo, em volume. Os ensaios realizados foram: ensaio de abatimento do concreto (ou *slump test*) e ensaio de resistência à compressão dos pavers. Os resultados obtidos foram comparados aos de Matos (2019), utilizados aqui como referência.

Os materiais utilizados na elaboração dos pavers foram os mesmos utilizados por Matos (2019), cujo resíduo PET, na forma de flocos, mostrado na figura 1, foi doado pela empresa Global PET SA, da cidade de São Carlos-SP. A caracterização desses materiais, quanto a seu tipo e granulometria, está apresentada de forma detalhada em Matos (2019), apresentada aqui, de modo resumido, por meio da Tabela 1 (agregados e PET). Apenas o cimento foi diferente: Matos (2019) utilizou o Portland CP-V-ARI, enquanto o desta pesquisa foi o CP II-Z 32, ambos da marca Itaú. No período em que este trabalho foi realizado, o CP V-ARI não estava disponível na região.

Material	Diâmetro máximo (mm)	Módulo de finura	Massa unitária (g/cm ³)	Massa específica (g/cm ³)	Absorção (%)	Pulverulento (%)
Agregado miúdo	1,18	2,77	1,64	2,65	0,36	0,44
Agregado graúdo	19,0	5,09	1,39	2,93	1,19	1,23
PET	2,36	3,74	0,43	1,35	0,1	-

Tabela 1: Índices de caracterização dos agregados e do resíduo de PET (fonte: MATOS, 2019).

A composição do traço, em massa, utilizado para a produção dos pavers, está apresentada na Tabela 2. Salienta-se que o traço da presente pesquisa foi determinado com base no traço utilizado por Matos (2019), também apresentado na Tabela 2. A principal diferença entre ambos está na proporção dos agregados. Enquanto o traço de Matos é da ordem de 1:5,1

(cimento:agregados), o adotado nesta pesquisa corresponde a 1:4,9 (cimento:agregados), em função da quantidade de materiais disponíveis. A mistura do concreto foi feita com uso de betoneira como misturador, seguindo o mesmo procedimento descrito por Matos (2019). Foram produzidas 16 unidades de paver, em formas prismáticas, com base retangular, com 10x20x6 cm (largura, comprimento e altura). A moldagem foi realizada simultaneamente com o adensamento, em mesa vibratória, em frequência de 50 hertz. Em seguida, as fôrmas foram cobertas com filme plástico e, após 24 horas, foi feito o desmolde das peças. Os pavers foram então armazenados em câmara úmida para cura durante 21 dias; depois, passaram por 7 dias de cura ambiente em preparação para os ensaios. No dia anterior ao ensaio de resistência à compressão, as superfícies dos pavers foram capeadas (neste caso, utilizando-se enxofre, madeirite, papelão e isopor).

Traços	Cimento (kg)	Areia (kg)	Brita (kg)	PET (kg)	Água (kg)
Traço desta pesquisa	1,00	2,29	2,76	0,06	0,52
Traço de Matos (2019)	1,00	2,30	2,58	0,06	0,51

Tabela 2: Traços de concreto.

O primeiro ensaio realizado, instantes após a mistura do concreto, foi o de determinação da consistência pelo abatimento do tronco de cone, também conhecido como *slump test*, seguindo as determinações da NBR NM 67 (ABNT, 1998). A tomada das medidas da altura da amostra em relação à altura do molde está representada na Figura 2.



Figura 1: Resíduo de PET.



Figura 2: Ensaio de abatimento (*slump test*)

O ensaio de compressão foi realizado de acordo com a norma NBR 9781 (ABNT, 2013), após 28 dias da data de concretagem das peças. Esse ensaio consistiu na aplicação de uma força vertical, proporcionada por uma prensa hidráulica e transmitida por meio de cilindros de aço com diâmetro de 85,15mm, devidamente posicionados nas superfícies superior e inferior dos pavers. Foram ensaiadas quatro unidades de paver para cada tipo de capeamento, com a finalidade de identificar qual material poderia trazer mais benefícios sem prejudicar o desempenho mecânico. Foram utilizados capeamentos de enxofre, papelão, isopor e madeirite (Figuras 3 e 4). As espessuras dos materiais utilizados como capeamento estão listadas na Tabela 3. Uma observação importante é que não foi identificado, no estudo de Matos (2019), a espessura do papelão utilizado no ensaio, podendo esse ter características diferentes das do adotado no presente estudo, fato que pode acarretar divergências no comportamento observado desse material.



Figura 3: Capeamentos do tipo não colado - madeirite, isopor e papelão (da esquerda para a direita).

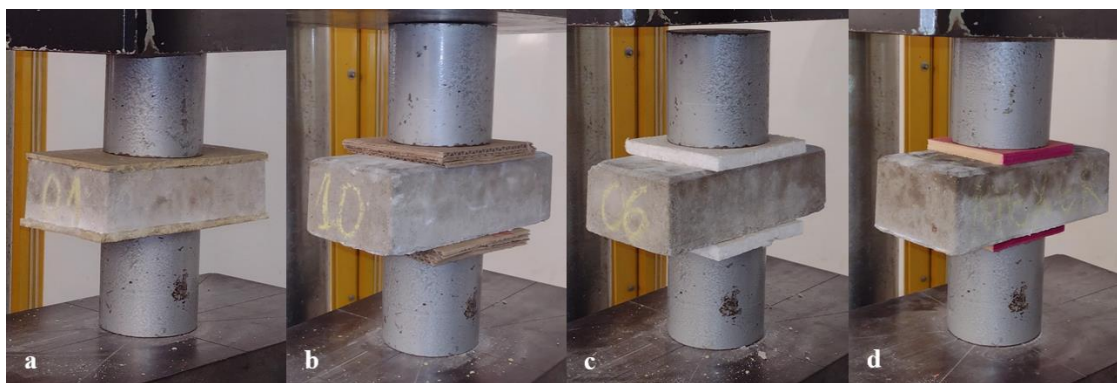


Figura 4: Pavers com capeamento de enxofre (a), papelão (b), isopor (c) e madeirite (d), já posicionados para o ensaio de compressão.

Material de capeamento	Enxofre	Papelão	Isopor	Madeirite
Espessura (em mm)	5	1,8 ± 0,4	10,5	9,0

Tabela 3: Espessuras médias dos elementos de capeamento.

A utilização de uma fina camada de enxofre como capeamento tem a vantagem de proporcionar uma superfície perfeitamente plana, resistente e aderente ao paver, além de proporcionar uma alta produtividade, por ser um elemento que, após derretido e aplicado ao paver, sofre um rápido resfriamento e endurecimento em temperatura ambiente. No entanto, sua principal desvantagem é a liberação de gases tóxicos, exigindo do técnico a utilização de equipamentos de proteção individual (CASTRO et al., 2022; MEDEIROS et al., 2017). Quanto ao papelão, a utilização desse material como capeamento se justifica pela sua durabilidade, flexibilidade, ampla disponibilidade e leveza quanto ao seu peso próprio. Outro capeamento utilizado foi o isopor, cujas vantagens são: leveza, podendo ser utilizado sem interferir no peso próprio do paver; é um isolante térmico e acústico; possui uma grande capacidade de absorção de impacto; por ser um material de difícil reciclagem, a sua utilização como capeamento poderia ser uma alternativa interessante de reaproveitamento e reuso. O último capeamento utilizado foi o madeirite, que é semelhante ao papelão, porém mais resistente, pois é feito a partir da madeira. Dos quatro materiais apresentados, apenas o enxofre é do tipo colado (aderido ao corpo de prova); já o restante são capeamentos não colados, que funcionam como uma almofada que apoia os corpos de prova (MEDEIROS et al., 2017).

O capeamento é um fator que possui grande influência na resistência à compressão do concreto; por isso, quando se utilizam capeamentos que não são moldados junto do corpo de prova, a resistência mecânica é afetada, apresentando uma pequena diminuição na tensão de compressão suportada. Já os capeamentos que são moldados junto do molde (colados) apresentam melhor aderência, contribuindo para uma maior resistência mecânica; apesar disso, não é possível reutilizar o capeamento, sendo necessário refazer o corpo de prova sempre que houver necessidade de novos ensaios (CASTRO et al., 2022).

Resultados e Discussão

Ao executar o ensaio de abatimento (*slump test*), o valor médio obtido foi de 6,4 cm, aproximadamente 36% maior que o valor obtido por Matos (2019), de 4,7 cm. Obter uma medida maior no *slump test* dos pavers confeccionados para esta pesquisa é uma indicação de que a resistência do concreto será menor em relação à alcançada por Matos (2019). Alguns fatores que podem justificar essa diferença são o a/c adotado, que foi de 0,52, enquanto Matos utilizou 0,51, um possível teor de umidade maior nos agregados secos, o fato da betoneira ter sido umedecida antes de iniciar a mistura, e o tipo de cimento utilizado.

No ensaio de compressão, cujo resultado está apresentado na Tabela 4, foi observado que os valores de tensão máxima obtidos variaram significativamente em função dos diferentes tipos de capeamento utilizados.

Tipo de Capeamento	Nro. CP.	Tensão Máxima (MPa)	Tipo de Capeamento	Nro. CP.	Tensão Máxima (MPa)
Enxofre	CP 01	34.36	Isopor	CP 09	31.08
	CP 02	33.64		CP 10	32.85
	CP 03	31.29		CP 11	29.91
	CP 04	34.99		CP 12	25.04
Papelão	CP 05	21.34	Madeirite	CP 13	30.10
	CP 06	26.70		CP 14	31.89
	CP 07	26.23		CP 15	29.47
	CP 08	29.03		CP 16	27.88

Tabela 4: Resultados obtidos no ensaio de compressão.

No tratamento dos dados, foram feitas duas análises estatísticas. Na primeira, foram consideradas todas as tensões máximas alcançadas; na segunda, o valor mais discrepante foi descartado, preservando-se os outros três. Os resultados de cada análise constam da Tabela 5, onde as colunas denominadas “real” e “corrigido” representam as primeira e segunda análises, respectivamente. Na figura 5, apresentam-se gráficos com os valores médios correspondentes às duas análises mencionadas.

Tensão Máxima (MPa)	Enxofre		Papelão		Isopor		Madeirite	
	Real	Corrigido	Real	Corrigido	Real	Corrigido	Real	Corrigido
Média	33.57	34.33	25.83	27.32	29.72	31.28	29.84	30.49
Mediana	34.00	34.36	26.47	26.70	30.50	31.08	29.79	30.10
Desvio Padrão	1.62	0.68	3.23	1.50	3.35	1.48	1.66	1.26
Coef. de Variação	4.82	1.97	12.51	5.49	11.26	4.73	5.56	4.12
Mínimo	31.29	33.64	21.34	26.23	25.04	29.91	27.88	29.47
Máximo	34.99	34.99	29.03	29.03	32.85	32.85	31.89	31.89

Tabela 5: Análise estatística dos valores de tensão máxima obtidos para os diferentes tipos de capeamento utilizados.

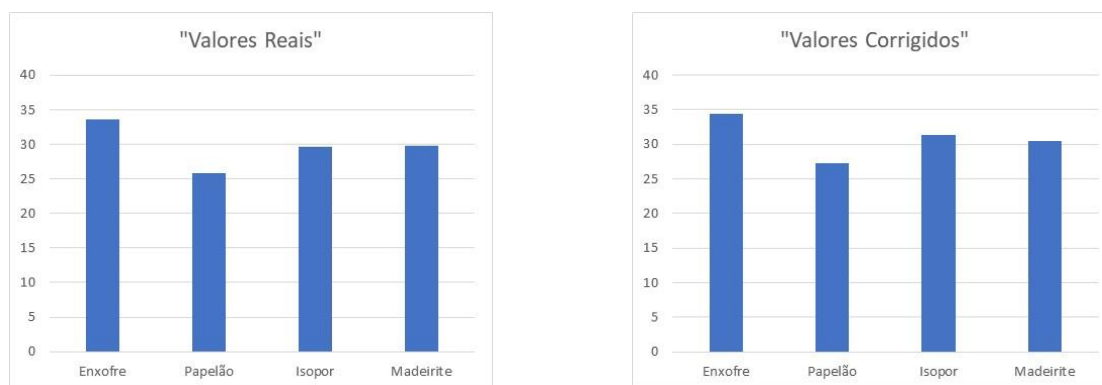


Figura 5: Valores médios dos resultados obtidos para as primeira e segunda análises.

Observa-se que os pavers capeados com enxofre tiveram o melhor comportamento mecânico, atingindo uma resistência média de 34,3 MPa e um baixo coeficiente de variação. A média obtida por Matos (2019) para suas amostras “5%A”, semelhantes às elaboradas no presente estudo, foi de 36,2 MPa (5,5% maior). O tipo de capeamento empregado pode ser uma das fontes de discrepância entre as duas pesquisas, além de outros fatores já citados, como a pequena diferença dos traços e o tipo de cimento, em decorrência da disponibilidade dos materiais no período em que os pavers foram confeccionados.

Na figura 5, apresenta-se uma imagem com os pavers ainda posicionados na prensa hidráulica, mas após as suas respectivas rupturas. Com o rompimento de alguns dos corpos de prova foi possível visualizar a estrutura interna dos pavers e a distribuição do resíduo de PET, indicando o seu efeito de “costura” ao atravessar a superfície de ruptura (Figura 6).

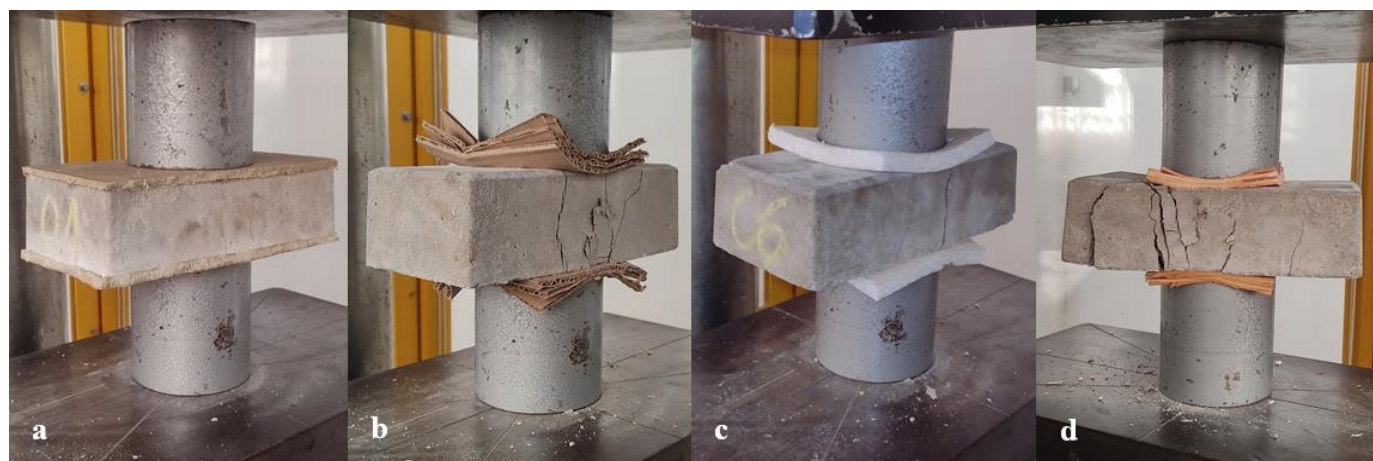


Figura 5: Blocos com capeamento de enxofre (a), papelão (b), isopor (c) e madeirite (d), rompidos durante o ensaio de compressão.



Figura 6: Corpo de prova rompido.

Considerações finais

Este estudo avaliou o efeito da substituição parcial do agregado miúdo por resíduo de PET, na proporção de 5% em volume, na resistência à compressão de pavers de concreto, utilizando-se 4 tipos de capeamento. A partir da pesquisa realizada e análise dos resultados, foi possível concluir:

- a resistência média à compressão dos pavers, obtida aos 28 dias, considerando-se os valores corrigidos, teve sua maior média com 34,33 MPa (capeamento de enxofre), resultado inferior mas próximo à referência de 35 MPa para resistência característica, exigida pela NBR 9781 (ABNT, 2013);
- a menor média de resistência à compressão foi de 27,32 MPa (capeamento de papelão);
- a substituição parcial de agregado miúdo por resíduo de PET mostra-se promissora e viável, em concordância com outros estudos da literatura;
- os capeamentos utilizados classificaram-se, do melhor ao menos favorável, na seguinte ordem: enxofre, madeirite, isopor e, por fim, papelão, considerando-se, tanto o valor médio das resistências, como com relação à variabilidade dos resultados;
- para os ensaios utilizando-se papelão e isopor, foi necessário realizar uma “pré-compactação” para que a prensa não atingisse o “fim de curso”, em decorrência da elevada deformação destes tipos de capeamento no decorrer do ensaio;
- o enxofre, material mais usual entre os quatro testados, resultou ser o mais apropriado para uso em capeamento em blocos de pavimento intertravado (prismáticos) nas condições adotadas;
- materiais que se deformam com maior facilidade, neste caso o papelão e o isopor, se mostraram menos adequados para utilização como capeamento de corpos de prova, impactando negativamente na resistência à compressão das amostras;
- o madeirite, papelão e o isopor carecem de mais estudos quanto à sua aplicação para capeamento, a fim de verificar mais profundamente sua viabilidade e as características mais adequadas a adotar quanto a espessura, tamanho, composição, etc.

Agradecimentos

Os(as) autores(as) Giuliane Zanoni, Lucas Eduardo Dezen, Paula Andreatti de Jesus e Yule Anni Dourado Martarello, agradecem à CAPES pelas bolsas de mestrado.

Os autores também agradecem à empresa Global PET SA pela doação do PET.

Os autores agradecem ao técnico Flávio Rogério Porato, do Departamento de Engenharia Civil, pelo auxílio durante a realização dos ensaios.

Referências Bibliográficas

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. 2013. NBR 9781: Peças de concreto para pavimentação - Especificação e métodos de ensaio. Rio de Janeiro, 21 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. 1998. NBR NM 67: Concreto - Determinação da consistência pelo abatimento do tronco de cone. Rio de Janeiro, 8 p.

BAMIGBOYE, G. O.; TARVERDI, K.; UMOREN, A.; BASSEY, D. E.; OKORIE, U.; ADEDIRAN, J. 2021. Evaluation of eco-friendly concrete having waste PET as fine aggregates. Cleaner Materials, v. 2, 100026.

CASTRO, S. B.; ARAÚJO, R. C.; CARASEK, H. 2022. Influência da técnica de capeamento na resistência à compressão do concreto permeável. Anais do XIX Encontro Nacional de Tecnologia do Ambiente Construído. p. 1-9.

DAWOOD, A. O.; AL-KHAZRAJI, H.; FALIH, R. S. 2021. Physical and mechanical properties of concrete containing PET wastes as a partial replacement for fine aggregates. *Case Studies in Construction Materials*, v. 14, p. e00482.

GOYAL, H.; KUMAR, R.; MONDAL, P. 2023. Life cycle analysis of paver block production using waste plastics: Comparative assessment with concrete paver blocks. *Journal of Cleaner Production*, v. 402, p. 136857.

KANGAVAR, M. E.; LOKUGE, W.; MANALO, A.; KARUNASENA, W.; KARUNASENA, W. 2022. Investigation on the properties of concrete with recycled polyethylene terephthalate (PET) granules as fine aggregate replacement. *Case Studies in Construction Materials*, v. 16.

MATOS, L. H. L. D. de. 2019. Pavimentos intertravados de concreto utilizando resíduos de PET. *Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Estadual Paulista*. 147 p.

MEDEIROS, R.; PEREIRA, B. A.; SIPP, G.; DELFINO, T. 2017. Investigação da influência de diferentes métodos de regularização das superfícies de corpos de prova cilíndricos de concreto nos ensaios de compressão axial. *Revista IBRACON de Estruturas e Materiais*, v. 10, n. 3, p. 568-591.

MOHAMMED, A. A.; RAHIM, A. A. F. 2020. Experimental behavior and analysis of high strength concrete beams reinforced with PET waste fiber. *Construction and Building Materials*, v. 244, p. 118350.

SCHILIVE, P. M. de S.; CALLEJAS, I. J. A.; DURANTE, L. C.; GUARDA, E. L. A. da. 2021. Blocos de concreto com resíduos de PET: alternativa para sustentabilidade urbana. *Paranoá*, n. 31.

SILVA, E. F. da; MESQUITA, M. V. 2022. Uso de Politereftalato de Etileno (PET) como agregado em bloco de concreto. *Research, Society and Development*, v. 11, n. 12, e117111234198.

UMASABOR, R. I.; DANIEL, S. C. 2020. The effect of using polyethylene terephthalate as an additive on the flexural and compressive strength of concrete. *Heliyon*, v. 6, n. 8, p. e04700.

ZULKERNAIN, N. H.; GANI, P.; CHUAN, N. C.; UVARAJAN, T. 2021. Utilisation of plastic waste as aggregate in construction materials: A review. *Construction and Building Materials*, v. 296, p. 123669.

RESÍDUO AGROECOLÓGICO COMO SUBSTRATO PARA PRODUÇÃO DE ENZIMA PARA INDÚSTRIA ALIMENTÍCIA

1Joice Maciel dos Santos, 2Arrenhius Santos Amorim, 3Sara Maria Paula da Rocha Rodrigues,
4Antônio Marcelo Magalhães Gomes, 5Kelly de Araújo Rodrigues Pessoa,
6Rinaldo dos Santos Araújo, 7Glória Maria Marinho Silva

1Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – IFCE campus Fortaleza, e-mail: Joice.maciel.santos60@aluno.ifce.edu.br; 2 Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Ceará – IFCE campus Fortaleza, e-mail: arrenhius.santos.amorim03@aluno.ifce.edu.br; 3Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – IFCE campus Fortaleza, e-mail: sara.maria.paula07@aluno.ifce.edu.br; 4Instituto Federal de Educação, Ciência E Tecnologia do Ceará – IFCE campus Fortaleza, e-mail: antonio.marcelo.magalhaes07@aluno.ifce.edu.br; 5Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – IFCE campus Fortaleza, e-mail: kelly@ifce.edu.br 6Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – IFCE campus Fortaleza, e-mail: rinaldo@ifce.edu.br; 7Instituto Federal de Educação, Ciência E Tecnologia do Ceará – IFCE campus Fortaleza, email: gloriamarinho@ifce.edu.br;

Palavras-chave: Fermentação submersa; *Phanerochaete chrysosporium*; Lacase.

Resumo

Grandes quantidades de resíduos gerados por diversos setores agroindustriais possuem elevado potencial poluente e têm sua disposição final inadequada. Este trabalho teve como objetivo produzir enzimas através de fermentação submersa por *Phanerochaete chrysosporium* utilizando resíduos orgânicos da merenda de uma escola pública, além de encontrar destinação adequada para o referido resíduo. Para tanto, foram coletadas amostras compostas de modo a obter um blend para ser utilizado como substrato para a produção enzimática. Antes de iniciar os ensaios de fermentação, realizou-se a caracterização físico-química do substrato composto. O fungo *Phanerochaete chrysosporium* foi cultivado no meio PHC (PDA, extrato de levedura, glicose, K_2HPO_4 , KH_2PO_4 , $MgSO_4$, peptona e Ágar) e para a fermentação sólida foi utilizado 2×10^6 esporos/mL nos reatores de bancada contendo o substrato para avaliação da atividade enzimática nos Tempos Reacionais (TR) de 24, 48, 96, 120, 144, 168 d. As enzimas avaliadas foram a Manganês Peroxidase (Mnp) e a Lacase.

Introdução

O desenvolvimento agrícola tem resultado no crescimento da quantidade de resíduos que muitas vezes se acumulam tornando-se problema ambiental, necessitando de uma alternativa de utilização (TIBOLLA et al., 2011). Deste modo, uma alternativa para minimizar os impactos causados por estes resíduos que tem se apresentado como alternativa promissora para as indústrias do segmento alimentício é o aproveitamento energético.

Nesta perspectiva de incremento dos resíduos de origem orgânica para produção de bioprodutos, contribui para a valorização destes materiais em vários setores da economia além de atender um requisito ambiental adequado de destinação ambientalmente adequada. Neste sentido, pode-se destacar os resíduos orgânicos oriundos da merenda escolar que são considerados insumo – substrato, para produção enzimática utilizando microrganismos. Tal característica se relaciona ao fato de serem ricos em açúcares, proteínas, fibras, nutrientes, óleos e graxas, características que os tornam fontes economicamente viáveis em carboidratos e nitrogênio para bioprocessos (SANTOS et al., 2018).

Bioprocessos para a produção industrial de enzimas é frequentemente limitada devido aos custos dos substratos utilizados para o cultivo dos microrganismos. O custo para produção de proteases fica em torno de 30 a 40% devido ao meio de cultura utilizado para o crescimento dos microrganismos. O uso de substratos de baixo custo, como resíduos agroecológicos, é uma alternativa para reduzir os custos de produção (NASCIMENTO et al., 2007). Dentre estes resíduos incluem-se os oriundos da merenda escolar.

Dentre os microrganismos capazes de produzir enzimas, estão os fungos. O fungo do gênero *Phanerochaete chrysosporium* é apresentado nos estudos de Singh & Chen (2008) como um dos agentes causadores da podridão da madeira. Por possuir alta capacidade de degradação de materiais recalcitrantes como a lignina, o presente gênero tem sido estudado nesta pesquisa com o intuito de avaliar a sua capacidade de aproveitamento energético das enzimas produzidas em seu metabolismo. Desse modo, este trabalho teve como objetivo produzir enzima alimentícia a partir da degradação de resíduo orgânico agroecológico da merenda escolar de uma instituição de ensino em processo de fermentação sólida com *Phanerochaete chrysosporium*, contribuindo com destinação final adequada desse tipo de resíduo.

Materiais e Métodos

Substrato

Durante 4 semanas foram coletadas amostras compostas dos resíduos orgânicos do refeitório do IFCE e transportadas para o Laboratório de Tecnologia Ambiental para serem processadas e caracterizada. Inicialmente, as amostras foram armazenadas sob refrigeração até o final de cada semana. Os resíduos foram retirados da refrigeração e em temperatura ambiente ($28\pm 1^{\circ}\text{C}$) foram misturados para que se pudesse obter um blend por semana. Por fim, cada blend foi triturado com água da torneira em uma proporção de 500 g de resíduo para 1000 mL de água, de modo a obter uma mistura líquida e homogênea. Este processo se repetiu por 4 semanas. Ao final todas as amostras compostas foram misturadas e uma única amostra do substrato foi caracterizada e utilizada na fermentação submersa.

Caracterização da amostra composta

Foram utilizados 500 g/L de amostra composta triturada e peneirada para caracterização. Os parâmetros utilizados estão apresentados na Tabela 1.

Parâmetro	Método	Referência
SSV	Gravimétrico	APHA et al (1998) 2540 C
N-Amônia	Neslerização direta	Silva, S. A; Oliveira, R. (2001)
N-Nitrito	Colorimétrico	APHA et al (1998) 4500 - NO_2^- B
N-Nitrato	Salicilato de Sódio	Rodier et al (1974) Miller (1959)
Celulase	Espectrofotométrico	Miller (1959)
DQO	Refluxão fechada	APHA et al (1998) 5220D
Fósforo total	Ácido ascórbico	APHA et al (1998) 4500 - P E
pH	Potenciométrico	APHA et al (1998) 4500-H+B
Temperatura	Termométrico	APHA et al (1998) 2550 B

Legenda: SSV: Sólidos Suspensos Voláteis; DQO: Demanda Química de Oxigênio; pH: Potencial hidrogeniônico
Fonte: autores (2023)

Tabela 1: Parâmetros aplicados para a caracterização do substrato

Produção e contagem de esporos de Phanerochaete crysosporium

O meio de inoculação para os ensaios de fermentação foi a composição para *Phanerochaete crysosporium* (PHC) (PDA, extrato de levedura, glicose, K_2HPO_4 , KH_2PO_4 , MgSO_4 , peptona e Ágar). Foi utilizado aproximadamente 15 mL do meio de cultura em placas de Petri e após o endurecimento do meio foi colocado um plag, pequena cepa do fungo com aproximadamente 2 cm de diâmetro no centro da placa, e seu crescimento foi observado por um período de 7 dias. Vale

ressaltar que todas as vidrarias foram devidamente esterilizadas e as placas de Petri utilizadas possuíam o mesmo diâmetro para melhor padronização.

Posteriormente, foi feita a preparação para a suspensão de esporos, na qual utilizou-se uma solução salina constituída de cloreto de sódio e Tween 80. Para a suspensão dos esporos, colocou-se 5 ml de solução salina com Tween sobre a placa de Petri com o meio e realizou-se a raspagem dos esporos com auxílio de uma alça de Drigalski, previamente flambada em um bico de Bunsen, de forma suave, com intuito de desprender os esporos da superfície. Esse processo foi realizado em 3 placas e obteve 15 mL de suspensão de esporos de PHC. Para a contagem dos esporos, preparou-se uma solução com 50 µL da suspensão de esporos em 950 µL da solução salina com Tween. Em seguida, uma gota dessa solução diluída foi colocada na câmara de Neubauer para contagem nos quadrantes (SAMPAIO, 2005).

Fermentação Submersa

Para avaliação da atividade enzimática submersa foram montados 16 reatores de bancada, sendo dois para cada tempo reacional estudado (24, 48, 72, 96, 120, 144 e 168 h), além dos correspondentes ao tempo iniciais. Cada reator continha 250 mL do substrato – resíduo orgânico e recebeu 2×10^6 esporos/mL de PHC. Após cada tempo reacional, era coletada uma alíquota de 5 mL da biomassa suspensa, que após centrifugação com 10 mL de água destilada, removia-se o sobrenadante para determinação das enzimas. Os sistemas foram operados em temperatura de aproximadamente 24°C e pH 5,83.

A atividade da MnP foi realizada segundo o protocolo de Lundell (1990) apud Aguiar filho (2008) e a atividade da lacase foi realizada segundo o protocolo de Szklarz (1989) apud Aguiar filho (2008).

Resultados e Discussões

Na caracterização do substrato – resíduo orgânico foi possível perceber a elevada quantidade de matéria orgânica, conforme apresentada na Tabela 2. Percebe-se, que mesmo sendo um resíduo biodegradável, traz consigo uma elevada carga orgânica, que necessita ser tratada ou reusada.

Parâmetros	Concentrações
DQO (mg/L)	36.883,33
Fósforo (mg/L)	13,87
Amônia (mg/L)	25,80
Nitrito (mg/L)	38,11
Nitrato (mg/L)	31,42
Celulase (mg/L)	1,81
SSV (mg/L)	39.150,00
pH (-)	6,04
Temperatura (°C)	26,00

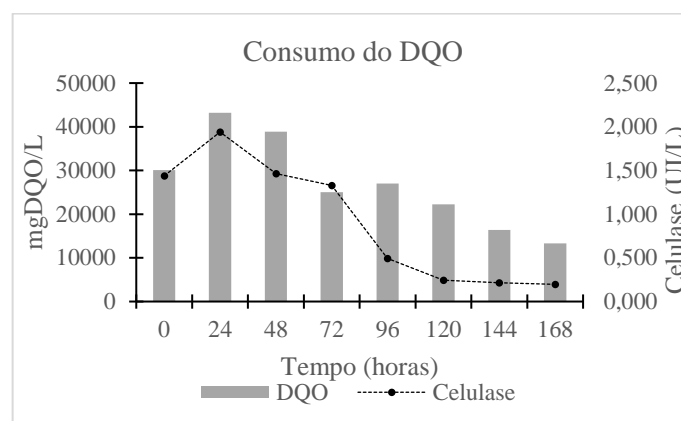
Fonte: autores (2023)

Tabela 2: Caracterização do substrato

A celulase oriunda de micro-organismos é considerada um biocatalisador e de uso industrial extensivo. Representam um grupo de hidrolases que incluem endoglucanase, exoglucanase e β -glucosidase, que atuam conjuntamente para hidrolisar a celulose em glicose (BATH, 2000).

Percebe-se ao longo dos tempos reacionais, o decaimento da matéria orgânica em termos de DQO e um pico de produção de celulase no TR de 24 h, que passa a decair posteriormente, conforme apresentado na Figura 1. Em sistemas biológicos para

estabilização de matéria orgânica compostos por microrganismos heterotróficos, é esperado que a degradação da matéria orgânica ocorra com um determinado tempo reacional. No presente estudo, o fungo *Phanerochaete chrysosporium* degradou 55% da matéria orgânica em 168 horas de reação. O substrato utilizado nesta pesquisa, resíduo orgânico da merenda escolar, é rico em glicose, e este fato pode ter sido o responsável por inibir a atividade enzimática da celulase. De acordo com Ilmen et al. (1997), a glicose na presença de fungos filamentosos, geralmente serve como um repressor de genes celulolítico. Essa situação também foi verificada por Wang et al. (2020), verificando que o mecanismo regulador da celulase é influenciado pela presença de glicose, uma vez que atua como uma resposta que suprime a indução da celulase. Conforme Osman et al. (2022) a glicose embora possa promover o crescimento micelial, ela não é um bom indutor da enzima celulase.

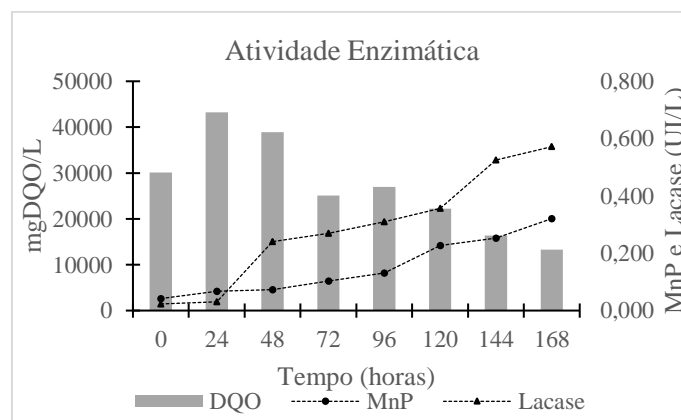


Fonte: Autores, 2023.

Figura 1: Comportamento da DQO e da Celulase

Atividade enzimática de MnP e Lacase indicaram que a fermentação utilizando o resíduo orgânico em estudo, apresentou-se como uma alternativa promissora na produção de enzimas alimentícias. Além disso, a aplicação desses resíduos para produção enzimática pode contribuir para uma destinação adequada destes resíduos. A produção das enzimas aumentou gradualmente à medida que se aumentou o tempo reacional, conforme apresentado na Figura 2. O pico da atividade enzimática, tanto para lacase como para MnP aconteceu com 168 h de reação. Chao et al. (2017) estudaram a degradação da lignocelulose por *Phanerochaete chrysosporium* para investigar o efeito do manganês na atividade da enzima manganês peroxidase (MnP) durante a fermentação em estado sólido da palha de arroz e verificaram

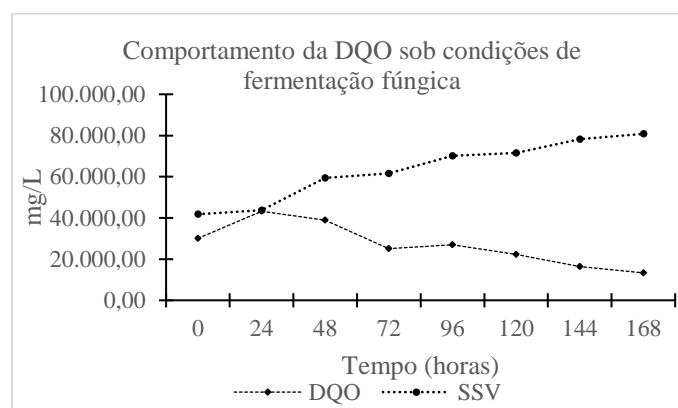
A diminuição matéria orgânica e aumento da atividade enzimática da MnP no estágio inicial (0-9 dias) da FES, utilizando como mediador o Mn. Os autores salientam que é interessante notar que o decaimento da matéria orgânica mostra tendências semelhantes à atividade de MnP nos primeiros 12 dias, o que indica o efeito positivo do manganês na degradação lignocelulose. Nesta pesquisa, o pico da atividade da MnP ocorreu no 7º dia de reação em fermentação submersa com substrato de resíduo orgânico. A expressão de lacase foi inferior à de MnP. Na pesquisa de Liu et al. (2020) só foi encontrada expressão de atividade de lacase no início do experimento. Os autores estudaram enzimas excretadas por *Phanerochaete Chrysosporium* em FES.



Fonte: Autores, 2023.

Figura 2: Comportamento do decaimento da DQO e crescimento da atividade enzimática

Já os sólidos expresso em SSV foi aumentando gradualmente, indicando o crescimento da biomassa fúngica, conforme apresentado na Figura 3. A matéria orgânica residual infere que, para a sua degradação total, o tempo de contato do substrato com o microrganismo deveria ser maior. No entanto, o propósito deste trabalho foi avaliar a capacidade do fungo *Phanerochaete chrysosporium* em produzir enzimas alimentícias a partir de um substrato orgânico, e o monitoramento do parâmetro DQO foi aplicado como indicativo da atividade metabólica do fungo.



Fonte: Autores, 2023.

Figura 3: Comportamento da DQO e do SSV no ensaio de FS

Considerações Finais

A utilização dos resíduos orgânicos da merenda escolar, nas condições estudadas, apresentou produção enzimática MnP e lacase pelo fungo *Phanerochaete chrysosporium* em PS, no entanto MnP com expressão duas vezes maior. No que se refere à celulase o pico de atividade ocorreu nas primeiras 24 h. Houve redução da DQO proporcionalmente ao crescimento de SSV ao longo dos TR estudados.

O resíduo utilizado é uma fonte renovável e pode ser considerado promissor para indústrias alimentícias, pois pode ser reaproveitado como substrato na produção de enzimas. No entanto, esta pesquisa ainda carece de mais estudos.

Agradecimentos

Os autores agradecem aos órgãos de fomento CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior), a FUNCAP (Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico) e ao CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) pela concessão de bolsa.

Referências Bibliográficas

- AGUIAR FILHO, J. M. M. Análise Enzimática de fungos lignocelulolíticos cultivados em vinhaça e bagaço de cana-de-açúcar. 2008. Piracicaba 79p.
- APHA et al. Standard methods for the examination of water and wastewater. 2005. Washington, USA: American Public Health Association. 21. ed.
- BEHNAJADY, M. A.; MODIRSHAHLA N.; GHANBARY F. 2007. A kinetic model for the decolorization of C.I. Acid FLORENCIO, C. 2011. Microrganismos produtores de celulases: seleção de isolados de *Trichoderma* spp. São Carlos: UFSCar, 83 f.
- HUANG, C., LAI, C., ZENG, G. HUANG, D.; XU, P.; ZHANH, C.; CHENG, M.; WAN, J. 2017. Degradation of lignocellulosic waste by *Phanerochaete chrysosporium*: evidence of enzyme activity and gene transcription. *Appl Microbiol Biotechnol* 101, 6541–6549. <https://doi-org.ez138.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s00253-017-8371-9>
- ILMEN, M.; SALOHEIMO, A.; ONNELA, M.-L.; PENTTILÄ, M.E. 1997. Regulation of cellulase gene expression in the filamentous fungus *Trichoderma reesei*. *Appl. Environ. Microbiol.* 63, 1298–1306.

LIU, J.; YANG, J.; WANG, R.; LIU, L.; ZHANG, Y.; BAO, H.; JANG, J. M.; WANG, E.; YUAN, H. 2020. Comparative characterization of extracellular enzymes secreted by *Phanerochaete chrysosporium* during solid-state and submerged fermentation. *International Journal of Biological Macromolecules*. V.152, p. 288-294. ISSN 0141-8130, <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2020.02.256>.

NASCIMENTO, W. C. A.; MARTINS, M. L. L. 2006. Studies on stability of protease from *Bacillus* sp. and its compatibility with commercial detergent. *Brazilian Journal of Microbiology*, v.37, p.1-9.

RODIER, J. 1975. *L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduelles, eaux de mer*. Volume 1, 5ed. Dunod (Ed.) Paris. 692 p.
SANTOS, P. S.; SOLIDADE, L. S.; SOUZA, J. B. G.; LIMA, G. S.; BRAGA JR., A. C. R.; ASSIS, F. G. V.; LEAL, P. L. 2018. Solid state fermentation in agroindustrial residues for enzymes; production: a systematic review. *The Journal Engineering and exact Sciences*. Vol. 04, n. 02.

SING, D.; CHEN, S. 2008. The white-rot fungus *Phanerochaete chrysosporium*: conditions for the production of lignin-degrading enzymes. *Appl Microbiol Biotechnol*. 81:399–417. DOI10.1007/s00253-008-1706-9.

TIBOLLA, H.; PRIGOL, E.; COLLA, L. M.; SARTORI, T.; BERTOLIN. 2011. Produção de celulase fúngica via fermentação em estado sólido. VII Simpósio de alimentos para a região sul. ISSN 2236-0409 v. 7.

WANG, B. T.; HU, S.; YU, X. Y.; JIN, L.; ZHU, Y. J.; JIN, F. J. 2020. Studies of cellulose and starch utilization and the regulatory mechanisms of related enzymes in fungi. *Polymers*, 12, 530.

Yellow 23 by Fenton process. *Journal of Hazardous Materials* 148. p. 98–102. doi:10.1016/j.jhazmat.2007.02.003.

ZÚÑIGA, U. F. R.; FARINAS, C. S.; NETO, V. B.; COURI, S.; CRESTANA, S. 2011. Produção de celulases por *Aspergillus niger* por fermentação em estado sólido. *Pesq. Agropecuária, Brasília*, v.46, n.8, p.912-919, ago.

AVALIAÇÃO AMBIENTAL DA SUBSTITUIÇÃO DE AGREGADOS NATURAIS PELOS AGREGADOS SIDERÚRGICOS BAOSTEEL SLAG SHORT FLOW (BSSF) EM CAMADAS DE PAVIMENTOS

Roberta Kelly Campos Aranha Gomes, Lívia Ingrid de Oliveira Costa, Juceline Batista dos Santos Bastos, Teresa Raquel Lima Farias

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, e-mails: robertagomes1099@gmail.com; liviaengenhariams@gmail.com; juceline.santos@ifce.edu.br; teresafarias@ifce.edu.br

Palavras-chave: agregado siderúrgico; fluorescência de raio X; solubilização.

Resumo

Em consequência do aumento populacional, as áreas das construções civil e pesada têm avançado significativamente, resultando em quantidades consideráveis de extração de agregados naturais. Há também uma preocupação crescente em relação à quantidade de resíduos gerados pelas indústrias que, além do grande volume, podem trazer riscos ao meio ambiente e à saúde humana caso não haja uma destinação correta. As indústrias siderúrgicas, apesar de possuírem relevância econômica mundial, são responsáveis por gerar um elevado volume de subprodutos. Nesse contexto, a Conferência da Terra de 1992 no Brasil adotou a política dos 3Rs da Sustentabilidade, que consiste em Reduzir, Reutilizar e Reciclar todos os tipos de resíduos. A literatura tem mostrado que a aplicação da escória, subproduto da siderurgia, também denominada de agregado siderúrgico, é um exemplo de reutilização, pois transforma um resíduo industrial em um material útil, evitando seu descarte inadequado e consequentemente pode reduzir a extração de recursos naturais. O agregado siderúrgico pode conferir maior durabilidade e resistência as construções, ajudando a prolongar a vida útil das obras. Apesar disso, a escória de aciaria tratada pelo processo BSSF (*Baosteel's Slag Short Flow*) é um material que ainda requer caracterização ambiental para avaliar seu potencial poluente. Ensaio de lixiviação e solubilização são necessários para determinar a classificação dos resíduos de acordo com a NBR 10.004. O ensaio de lixiviação permite verificar a liberação de componentes sob condições de referência, enquanto o ensaio de solubilização permite avaliar a solubilidade dos materiais em água potável. Esses ensaios auxiliam na prevenção da poluição e na escolha adequada de pré-tratamento e disposição final. Além disso, é importante realizar avaliações ambientais periódicas mesmo após a aplicação do agregado siderúrgico no campo para verificar possíveis reações que possam tornar o material não inerte a longo prazo. Assim, o objetivo deste artigo é avaliar ambientalmente a substituição dos agregados naturais pelo agregado siderúrgico BSSF nas áreas das construções civil e pesada, a partir de resultados de ensaios de lixiviação e solubilização. Foram analisados massa bruta, lixiviado através de parâmetros inorgânicos, orgânicos e pesticidas e solubilizado através de parâmetros inorgânicos. Como resultados, as amostras, pelo ensaio de lixiviação, foram classificadas como resíduo classe II - Não Perigoso. Entretanto, pelo ensaio de solubilização foi identificado que todos os materiais apresentaram algum elemento com concentração maior que os limites admissíveis presentes na NBR 10.004. Os elementos com as concentrações excedentes foram: Alumínio (Al) e Mercúrio (Hg) para as três amostras; Bário (Ba) para o solo e para a mistura; Ferro (Fe) para o agregado siderúrgico e mistura; Cromo total (Cr) apenas para o agregado siderúrgico e Manganês (Mn) somente para o solo. Assim, todas as amostras foram classificadas como classe IIA (resíduo não inerte). Alguns desses elementos foram justificados após análise da composição química dos materiais através de ensaio de fluorescência de raio X. Por fim, a adição do agregado siderúrgico ao solo contribuiu para a redução dos níveis de Bário e Manganês na mistura (50%AS e 50%SN).

Introdução

Com o crescimento populacional e o consequente avanço das áreas das construções civil e pesada, uma parcela considerável de agregados tem sido extraída da natureza, podendo resultar em graves impactos ambientais caso essa extração não ocorra de forma harmoniosa. Simultaneamente há uma crescente preocupação com a quantidade de resíduos sólidos e subprodutos gerados pelas indústrias que, por conta dos seus potenciais riscos para o meio ambiente, devem ser destinados a um local apropriado para que não ocorra contaminação, podendo acarretar elevados custos com disposição e impactos futuros para o planeta caso esse descarte não seja feito de maneira apropriada.

As indústrias siderúrgicas possuem relevante destaque na economia mundial. O Brasil é o 9º maior produtor de aço no mundo, segundo dados levantados pelo Instituto Aço Brasil para o ano de 2021, em lista liderada pela China. Além disso, há no país 31 usinas distribuídas em 10 estados brasileiros, gerando riquezas, além de empregar aproximadamente 120 mil pessoas somente em 2021 (IABR, 2022). De acordo com dados do Instituto Aço Brasil (2022), a indústria do aço produziu 1.951,9 bilhões de toneladas somente no ano de 2021. No Brasil essa produção chegou a 36,07 milhões de toneladas de aço bruto. Em contrapartida essas indústrias são responsáveis por gerar subprodutos, onde estima-se que a cada 3 toneladas de aço produzidas resultam em até 1 tonelada de escória (AMANCIO *et al.*, 2021). De acordo com essa estimativa, a produção de escória de aço no Brasil no ano de 2021 pode ter chegado até 12,02 milhões de toneladas.

Esses coprodutos são depositados empilhados em pátios dentro das próprias siderúrgicas. E, embora dispostos de forma correta, do ponto de vista ambiental, estes ocupam grandes espaços, causando alterações no relevo, além de passíveis à

erosão, quando não controlados, contribuindo para contaminação e assoreamento dos cursos d'água (MEDEIROS, 2019). O conceito dos 3R's da Sustentabilidade (reduzir, reutilizar e reciclar) busca a implantação de práticas que diminuam a produção de resíduos ou destinação adequada que favoreçam a preservação do meio ambiente e o desenvolvimento sustentável.

Possíveis utilizações da escória, também chamada de agregado siderúrgico, vêm sendo estudadas para substituir agregados naturais, sem trazer riscos ao meio ambiente e saúde humana e sem afetar de forma significativa a trabalhabilidade dos materiais desenvolvidos. A maior aplicação das escórias como agregado tem ocorrido em estradas e pavimentação (FERNANDES, 2010; BOLDRINI & PACHECO, 2022). Rohde *et al.* (2003), por exemplo, avaliaram a viabilidade do emprego de escória de aciaria elétrica como agregado para compor camadas de base e sub-base para pavimentos. Nesse estudo, foi observado que a escória de aciaria devia passar por um processo de cura em estocagem a céu aberto durante 4 meses e após esse período os níveis de expansão não afetariam a qualidade do agregado, além disso, a escória apresentou níveis de resiliência superiores aos de outros agregados frequentemente utilizados na pavimentação, demonstrando seu excelente comportamento quanto a deformações elásticas. Amancio *et al.* (2021) afirmaram que a escória de aciaria deve ser tratada para que fique em uma forma vítrea, livre de expansão e com padrões de granulometria adequados.

Na ArcelorMittal - Pecém, estado do Ceará, Brasil, a escória, subproduto gerado no processo de produção de aço a partir do minério de ferro, é formada quando o oxigênio é soprado sobre o ferro fundido em um conversor para remover impurezas e reduzir o teor de carbono, resultando na produção de aço. Posteriormente, o processo BSSF (*Baosteel's Slag Short Flow*), método de tratamento da escória desenvolvido pela empresa chinesa Baosteel, é utilizado para melhorar a granulação e a qualidade da escória, tornando-a adequada para diferentes aplicações. No processo BSSF, a escória é resfriada rapidamente por jatos de água em uma piscina de resfriamento. Em seguida, ela é direcionada para um leito fluidizado, onde ocorre a separação de impurezas metálicas não granuladas. Esse processo de separação por flotação remove as partículas indesejáveis e deixa a escória granulada com uma composição mais uniforme e propriedades físicas desejáveis.

De acordo com a ArcelorMittal - Pecém (2022), o processo tecnológico de BSSF, inédito no Brasil, agrega valor ao coproduto, podendo ser empregado como agregado ou agente hidráulico na construção civil ou em camadas de pavimentos. No Brasil, existem alguns estudos que relatam o emprego de escória de aciaria pelo processamento BSSF como agregado para fabricação de blocos de concreto (BENITEZZ *et al.*, 2022); em argamassa (AMANCIO *et al.*, 2020; AMANCIO *et al.*, 2021), em concreto (DIAS *et al.*, 2020).

Apesar desses diversos estudos avaliando a viabilidade e vantagens da aplicação das escórias como agregado nas áreas das construções civil e pesada (BARBOSA *et al.*, 2018; PEREIRA *et al.*, 2019; SILVA *et al.*, 2020), há carência de estudos que abordem as consequências dessas aplicações. Assim, este artigo tem como objetivo avaliar os impactos ao meio ambiente da utilização da escória de aciaria BSSF adicionada a solo com fins de aplicação em camadas de pavimentos.

Materiais e Métodos

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) define os resíduos sólidos industriais como aqueles originados de atividades industriais, nos estados sólido, semissólido, gasoso e líquido, e que requerem soluções técnicas para um destino adequado. Existem duas classes de resíduos sólidos de acordo com a NBR 10.004 (ABNT, 2004a): classe I, que são perigosos e apresentam riscos à saúde e ao meio ambiente se gerenciados de forma inadequada, e classe II, que são não perigosos e incluem resíduos como alimentos, sucatas, areia de fundição e outros materiais. A classe II é dividida em subcategorias: II A, que são não inertes e podem ser biodegradáveis, combustíveis ou solúveis em água, e II B, que são inertes e não solubilizam seus constituintes em concentrações acima dos padrões de água potável. A Figura 1 classifica os resíduos sólidos (ABNT, 2004a).

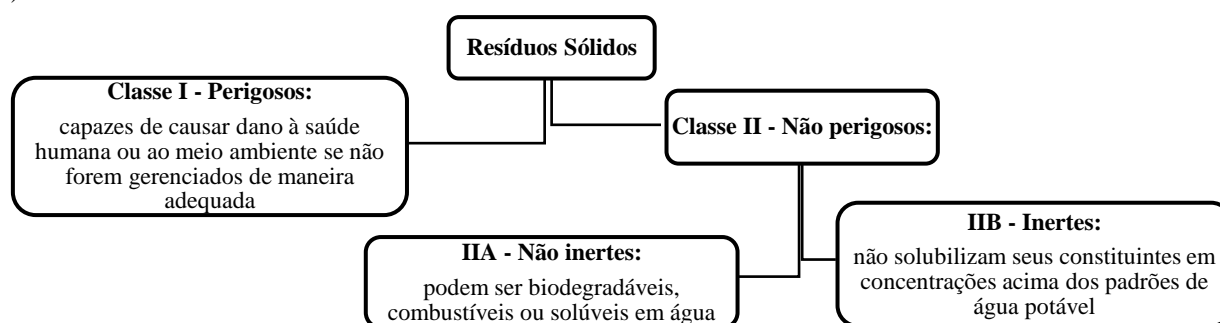


Figura 1 – Classificação dos resíduos sólidos de acordo com a NBR 10.004 (ABNT, 2004a).

A escória de aciaria ou agregado siderúrgico é um material que requer caracterização ambiental para avaliar seu potencial poluente. Ensaio de lixiviação e solubilização são necessários para a classificação dos resíduos de acordo com a NBR 10.004 (ABNT, 2004a). O ensaio de lixiviação permite verificar a liberação de componentes sob condições de referência, enquanto o ensaio de solubilização permite avaliar a solubilidade dos materiais em água potável. Com os resultados desses ensaios é possível auxiliar na prevenção da poluição e na escolha adequada de pré-tratamento e disposição final. Além disso, é importante realizar avaliações ambientais periódicas mesmo após a aplicação do agregado siderúrgico nos pavimentos, a fim

de verificar a existência de possíveis reações que possam tornar o material não inerte a longo prazo. Assim, têm-se as seguintes etapas metodológicas: (i) caracterização química e ambiental, conforme as NBRs 10.005 (ABNT, 2004b) e 10.006 (ABNT, 2004c) de materiais aplicáveis em camadas de pavimentos: solo natural (SN), agregado siderúrgico (AS) e mistura (50% AS e 50%SN);

(ii) determinação dos parâmetros de lixiviado inorgânico: Arsênio (As), Bário (Ba), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cromo total (Cr), Mercúrio (Hg), Selênio (Se); pesticidas: Aldrin e dieldrin, Clordano (todos os isômeros), DDT (todos os isômeros), Endrin, Heptacloro e seu epóxido, Lindano (γ -BHC) e Metoxicloro; e orgânico: Benzeno, Tolueno, Etilbenzeno, m,o,p-xilenos; (iii) determinação dos parâmetros inorgânicos e pesticida de solubilizado: Alumínio (Al), As, Ba, Cd, Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo total (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Selênio (Se), Sódio (Na), Zinco (Zn), Aldrin e dieldrin, Clordano (todos os isômeros), DDT (todos os isômeros), Endrin, Heptacloro e seu epóxido, Lindano (γ -BHC) e Metoxicloro e (iv), através de ensaios de FRX.

determinação da composição química dos materiais

Para a caracterização ambiental, as amostras foram preparadas, separando-se 2.000 g de cada material (solo e agregado siderúrgico), secos ao ar, destorroados e passados na peneira de 25,4 mm. Para a mistura, realizou-se a proporção das partes em 50% de agregado siderúrgico (AS) e 50% de solo natural (SN). Na sequência, as amostras foram ensaiadas no Laboratório de Resíduos Sólidos e Efluentes (LARSE) do Núcleo de Tecnologia e Qualidade Industrial do Ceará (NUTEC), na Universidade Federal do Ceará (UFC). Para a realização do ensaio de lixiviado do AS, do SN e da mistura [(50% AS e 50% SN), foi considerado o volume de 2.000 ml, com um tempo de lixiviação de 18 horas. A Figura 2 apresenta alguns dos procedimentos realizados, como: (a) o ensaio de lixiviação, (b) o ensaio de solubilização, (c) a filtração e (d) a determinação do teor de metais pesados como o mercúrio (d).



Figura 2 – Ensaio de lixiviação (a), ensaio de solubilização (b), filtração (c) e ensaio de determinação de mercúrio (d).

Resultados e Discussão

Os materiais analisados, de acordo com a NBR 10.004 (ABNT, 2004a), pelo estado físico, podem ser considerados como sólidos. Quanto às características de inflamabilidade, reatividade e corrosividade, foram consideradas ausentes. Para o pH (1:1), a NBR 10.004 considera como limites os valores menores que 2 ou maiores que 12,5. Entretanto, em relação à massa bruta, os materiais apresentaram valores fora dos exigidos, sendo o pH do solo de 6,32 (ácido), do AS de 10,33 (básico) e da mistura (50% AS e 50% SN) de 9,44 (básico).

Ensaio do Lixiviado - NBR 10.005 (ABNT, 2004b)

De acordo com Machado (2013), prever o potencial de geração ácida e da lixiviação de metais são meios que podem ajudar no planejamento de métodos para proteção do meio ambiente. É neste ensaio que o contaminante passa do estado sólido para o estado líquido através de mecanismo de difusão, além de reações químicas que ocorrem devido ao contato dos compostos presentes no resíduo sólido com a solução lixiviante, permitindo mensurar quais as quantidades de componentes poderão ser transferidas para o meio ambiente e o respectivo impacto ambiental (ROSA, 2001).

Na Tabela 1 são apresentados os parâmetros inorgânicos encontrados para os materiais desta pesquisa e um paralelo com resultados obtidos por outros autores que avaliaram ambientalmente escórias de aciaria. Cesar (2008) avaliou uma escória de aciaria elétrica de Piracicaba, estado de São Paulo; Fernandes (2010) avaliou a escória de aciaria LD do estado de Minas Gerais; Barbosa (2013) realizou ensaio de lixiviação em cinco amostras de escórias de aciaria, tanto LD como escória de aciaria oriunda de forno elétrico a arco. Da Tabela 1 é possível verificar que, assim como detectado pelos autores mencionados, nenhum parâmetro lixiviado ultrapassou os limites máximos admissíveis apresentados no Anexo F da NBR 10.004 (ABNT, 2004a).

Parâmetro	Este artigo				Cesar (2008)	Fernandes (2010)	Barbosa (2013)			LQ*	VMP**
	Und.	AS BSSF	Solo Natural	50% AS e 50% SN	EAE-SP	LD-MG	EAF-BA	EAF-RS	LD-MG		
Arsênio (As)	mg/L	<LQ	< LQ	0,179	<0,05	<0,01	<LQ	<LQ	<LQ	0,01	1,0
Bário (Ba)	mg/L	6,6	4,83	7,74	0,12	0,04	3,42	1,66	0,30	0,01	70,0
Cádmio (Cd)	mg/L	0,07	0,005	<LQ	<0,05	<0,001	<LQ	<LQ	<LQ	0,001	0,5
Chumbo (Pb)	mg/L	0,27	0,1	<LQ	<0,05	<0,01	<LQ	<LQ	<LQ	0,01	1,0
Cromo total (Cr)	mg/L	0,006	< LQ	0,04	<0,05	<0,01	<LQ	<LQ	<LQ	0,01	5,0
Mercúrio (Hg)	mg/L	0,002	0,002	0,004	<0,05	<0,0002	-	-	-	0,0001	0,1
Selênio (Se)	mg/L	0,07	<LQ	<LQ	<0,05	<0,01	-	-	-	0,001	1,0

Tabela 1 - Parâmetros Inorgânicos obtidos no ensaio de lixiviação comparativamente a outros estudos com AS.

*LQ: Limites de Quantificação da legislação citada, NBR 10.004 (ABNT, 2004a).

**VMP: Valor máximo permitido.

Foram analisados, ainda, todos os parâmetros pesticidas presentes no Anexo F da NBR 10.004 (ABNT, 2004a) como clordano, endrin, lindano (gama HCH) e metoxicloro. Todos apresentaram valores menores que os limites quantificáveis. Dessa forma, é possível classificar o solo, o agregado e a mistura (50% AS e 50% SN) como não tóxicos e como resíduo classe II – não perigoso, de acordo com a NBR 10.004 (ABNT, 2004a).

Morais et al. (2022), ao realizar análise ambiental de pavimentos asfálticos fresados (também conhecidos como RAP, do inglês *Reclaimed Asphalt Pavement*), verificaram que o zinco (Zn) e o cádmio (Cd) foram os elementos que apresentaram maior concentração, mesmo dentro dos limites permitidos. Isso foi atribuído à queima de óleos e graxas presentes nos lubrificantes usados em veículos, pelo desgaste das pastilhas de freio ou por fazer parte do betume usado em pavimentos. De acordo com Periago *et al.* (1997), os hidrocarbonetos aromáticos, especialmente benzeno, tolueno, etilbenzeno e os isômeros do xileno (m, o, p), representados pelo acrônimo BTEX, estão no grupo de substâncias de compõem a gasolina. Dessa forma, analisou-se a presença desses contaminantes nas amostras deste estudo. Pois, de acordo com a Portaria n.º 518/2004 do Ministério da Saúde (2004) a água potável deve estar em conformidade com os valores máximos permitidos (VMPs) para as substâncias químicas que representam risco para a saúde como os hidrocarbonetos aromáticos, presentes na Tabela 2. O valor de xilenos foi superior ao valor admissível pelo Ministério da Saúde para o AS e para a mistura.

Parâmetro	Und.	AS	SN	50% AS e 50% SN	LQ	VMP
Benzeno	mg/L	<LQ	< LQ	< LQ	0,0015	0,50
Tolueno	mg/L	0,0085	< LQ	0,0085	0,0012	0,17
Etilbenzeno	mg/L	0,0784	0,0031	0,0784	0,0012	0,20
m,o,p-xilenos	mg/L	0,4767	0,0156	0,4767	0,0009	0,30

Tabela 2 – Outros orgânicos avaliados no ensaio de lixiviação.

Ensaio do Solubilizado

Quanto ao ensaio de solubilização, realizou-se com objetivo de identificar a presença de metais pesados no AS e no solo. Enquanto para a mistura (50% AS e 50% SN), realizou-se de modo a observar se os materiais permanecem inertes quando misturados ao solo. Os dados de preparo do ensaio são teor de umidade (%) e pH à 25°C que foram, respectivamente, de 0,63% e 8,94 para o agregado, de 1,55% e 6,58 para o SN e de 0,97% e 7,97 para a mistura.

Na Tabela 3 são apresentados os resultados do ensaio de solubilização para parâmetros inorgânicos dos materiais em estudo que apresentaram valores superiores aos limites máximos contidos na NBR 10.004 – Anexo G, além de um paralelo com dados desses mesmos elementos encontrados para escórias analisadas por outros autores. É possível observar que os três materiais apresentaram um ou mais de seus constituintes, concentrações superiores aos valores fixados na NBR 10.004 – Anexo G. O AS apresentou os teores de alumínio (Al), cromo total (Cr), ferro (Fe) e mercúrio (Hg) superiores aos valores padrões. O SN apresentou os parâmetros de concentrações de alumínio (Al), bário (Ba), manganês (Mn) e mercúrio (Hg) que ultrapassaram os limites máximos de potabilidade de água exigidos em norma. O mesmo ocorreu para os teores de alumínio (Al), bário (Ba), ferro (Fe) e mercúrio (Hg) da mistura (50% AS e 50% SN).

Ao relacionar os valores encontrados neste estudo com a literatura, é possível observar que, em sua grande maioria, as escórias de aciaria são classificadas como resíduo classe II – não perigoso e como classe II A (não inerte) (DELLA *et al.*, 2005; CESAR, 2008; FERNANDES, 2010; BARBOSA, 2013). Além dos elementos químicos apresentados na Tabela 3, foi verificada a presença de sódio (Na) em concentrações com valores bem inferiores ao VMP de 200 mg/L, sendo os valores de 4,58 mg/L para o AS, 20,58 mg/L para o SN e 10,85 mg/L para a mistura de ambos. De forma análoga, o Zinco (Zn) que possui VMP de 5 mg/L apresentou concentrações de 1,14 mg/L no AS e 1,40 mg/L na mistura, sendo detectado no solo em valores inferiores aos limites quantificáveis.

Parâmetro	Und.	AS	SN	50% AS e 50% SN	Cesar (2008)	Fernandes (2010)	Barbosa (2013)			VMP
					EAE-SP	LD	EAF-BA	EAF-RS	LD-MG	
Alumínio (Al)	mg/L	0,3	63,48	63,76	0,05	<0,05	0,523	<LQ	0,138	0,200
Bário (Ba)	mg/L	0,2	1,23	0,923	0,02	0,05	0,526	0,326	0,690	0,700
Cromo total (Cr)	mg/L	0,067	< LQ	<LQ	<0,05	<0,01	<LQ	<LQ	<LQ	0,050
Ferro (Fe)	mg/L	0,59	0,27	3,18	0,15	<0,1	<LQ	<LQ	<LQ	0,300
Manganês (Mn)	mg/L	0,08	2,24	0,063	<0,05	<0,05	0,091	<LQ	<LQ	0,100
Mercúrio (Hg)	mg/L	0,0047	0,0018	0,0037	<0,001	<0,0002	-	-	-	0,001

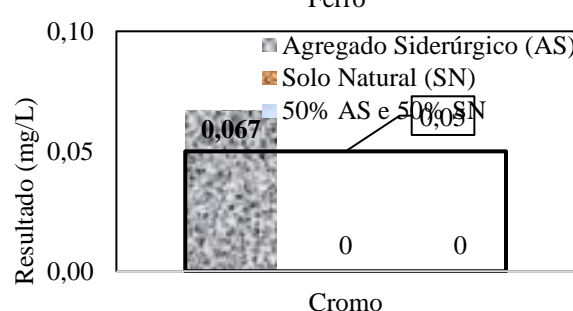
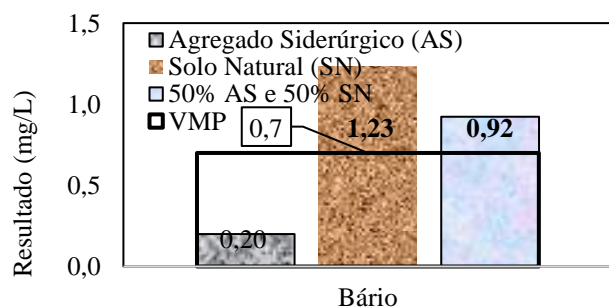
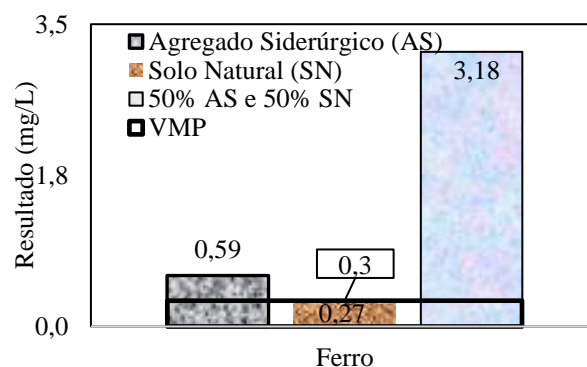
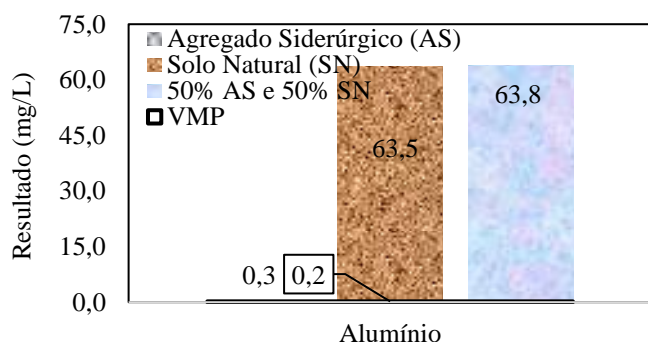
Tabela 3 – Parâmetros Inorgânicos com concentrações superiores aos VMPs verificados no ensaio de solubilização.

O AS apresentou um valor de concentração de alumínio de 0,3 mg/L, excedendo o limite máximo permitido de 0,2 mg/L. Além disso, a concentração de Ferro foi medida em 0,59 mg/L, a de cromo em 0,067 mg/L e a de Mercúrio em 0,0047 mg/L, todos acima dos limites estabelecidos pela norma. O SN excedeu os limites de alumínio (63,48 mg/L), bário (1,23 mg/L), manganês (2,24 mg/L) e mercúrio (0,0018 mg/L). A mistura (50% AS e 50% SN) excedeu os limites de alumínio (63,76 mg/L), bário (0,923 mg/L), ferro (3,18 mg/L) e mercúrio (0,0037 mg/L) os limites máximos permitidos pela norma. Moraes et al. (2022), ao analisar extrato solubilizado de amostras de resíduo do revestimento asfáltico, identificaram concentrações de manganês (Mn) (aprox. 0,3 mg/L) de duas amostras acima dos critérios brasileiros de solubilização (0,1 mg/L).

Observa-se que o acréscimo do AS ao solo (mistura 50% AS e 50% SN) favoreceu a redução de concentrações de bário (Ba), manganês (Mn) e de mercúrio (Hg) presentes no SN em concentrações mais elevadas. A mistura também provocou a não detecção (< LQ) de cromo total (Cr). Entretanto o mesmo não ocorreu com o alumínio (Al) e o ferro (Fe) que apresentaram aumento de concentração em relação ao comportamento do AS quando adicionado o solo.

Na Figura 3 são apresentados os elementos encontrados nas amostras que excedem os limites estabelecidos pela norma NBR 10.004 (ABNT, 2004a), sendo: Alumínio (Al), Ferro (Fe), Bário (Ba), Cromo (Cr), Manganês (Mn) e Mercúrio (Hg). Observa-se que tanto o SN quanto a amostra resultante da mistura (50% AS e 50% SN) apresentam valores elevados de concentração de alumínio, ambos acima dos limites máximos permitidos pela NBR 10.004 (ABNT, 2004a) – Anexo G, que é de 0,2 mg/L. Esses resultados indicam a presença significativa de Alumínio nessas amostras, o que pode ser atribuído à composição do SN que se trata de um solo arenoso com comportamento laterítico, LA, conforme classificação MCT (NOGAMI & VILLIBOR, 1995), sendo esses solos caracterizados por apresentarem mineralogia com elevada concentração de óxidos de ferro e alumínio. Por outro lado, o AS apresentou um valor de alumínio (0,30 mg/L) levemente acima do limite permitido.

O ferro excedeu o limite no AS e na mistura (50% AS e 50% SN), enquanto o bário excedeu o limite apenas no SN e, consequentemente, na mistura (50% AS e 50% SN). O cromo excedeu o limite apenas no AS e o manganês excedeu o limite apenas no SN. Rosa (2001) destaca que existe uma relação inversamente proporcional da granulometria com a solubilidade de cromo total (Cr) em escória elétrica, ou seja, quanto maior a granulometria da escória, menor a concentração de cromo total observada na amostra. O mercúrio excedeu o limite em todas as amostras, embora em quantidades relativamente baixas. No caso do mercúrio é importante considerar que esse metal pesado é altamente tóxico e pode representar riscos para a saúde pública, especialmente quando há exposição crônica.



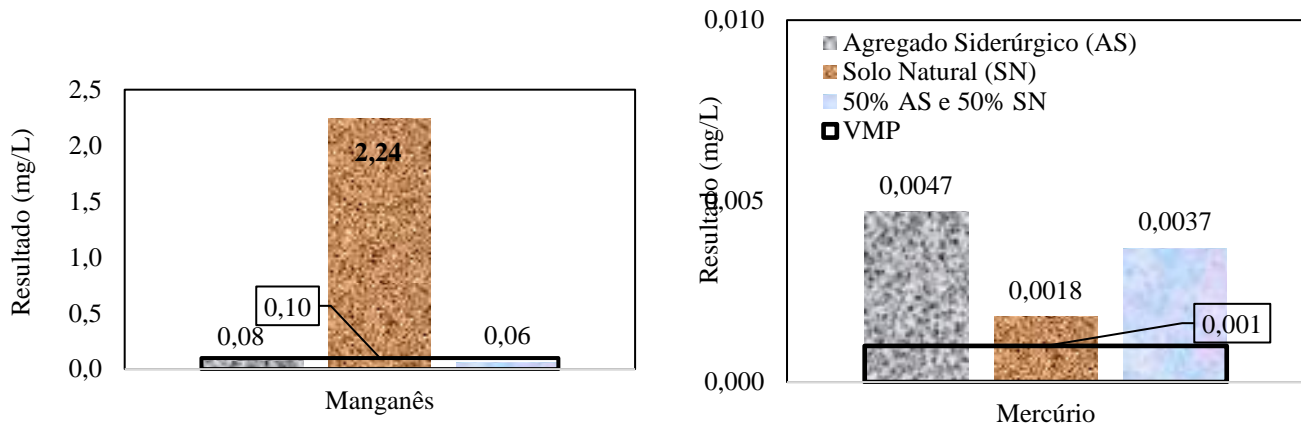


Figura 3: Parâmetros inorgânicos obtidos pelo ensaio de solubilização que apresentaram valores excedentes.

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) recomenda que o nível de mercúrio inorgânico não ultrapasse 144 partes por trilhão (ppt) e estabelece o limite máximo para a concentração de mercúrio inorgânico em água potável que é de 2 ppb ou 2 microgramas por litro ($\mu\text{g/L}$). Concentrações acima desse limite podem representar riscos para a vida aquática e para a saúde humana, uma vez que o mercúrio pode se acumular na cadeia alimentar, especialmente em peixes. Já o manganês exerce papel importante na regulação metabólica dos seres humanos, mas em excesso pode causar neurotoxicidade (MOTA *et al.*, 2022).

Quanto aos mecanismos de toxicidade do bário, eles ainda não são esclarecidos. Entretanto, os efeitos dos compostos de bário que são solúveis em água ou no estômago é a hipocalcemia, que pode reduzir os níveis de potássio e gerar taquicardia ventricular, hipertensão ou hipotensão arterial, fraqueza muscular e paralisia (SAVAZZI, 2009). Ferreira *et al.* (2008) afirmam que o alumínio (Al) é liberado no meio ambiente por processos naturais de erosão do solo e ingerido através da alimentação e da água. Segundo os referidos autores, a doença de Alzheimer tem relação direta com a exposição excessiva a esse elemento. Sobre o cromo, Muniz e Oliveira-Filho (2006) afirmam que estudos clínicos e epidemiológicos em adultos mostraram que a dose oral letal foi de 50 a 70 mg/kg de peso do corpo para cromatos e que o cromo hexavalente (forma mais tóxica do cromo) causa irritação no trato respiratório, ulceração e perfuração do septo nasal.

De acordo com a EPA, a exposição crônica ao mercúrio pode levar a efeitos adversos à saúde, principalmente em crianças em desenvolvimento e mulheres grávidas. A exposição excessiva ao mercúrio pode afetar o sistema nervoso central, causar danos renais, prejudicar o desenvolvimento cognitivo e neurológico em crianças, entre outros problemas de saúde. A escória de aciaria é um subproduto da produção de aço que pode conter vários metais pesados, incluindo o mercúrio. Durante o processo de fabricação do aço, o mercúrio presente nos materiais de entrada pode ser transferido para a escória. Quando a escória de aciaria é utilizada em misturas ou aplicada em solos, pode ocorrer a liberação gradual de metais pesados, incluindo o mercúrio, devido a processos de dissolução e lixiviação.

Esses resultados indicam que a composição e origem dos resíduos influenciam nos elementos que estão excedendo os limites no ensaio solubilizado. A presença da escória de aciaria na amostra 01 e do SN na amostra 02 contribuíram para a presença de elementos específicos, como cromo na amostra 01 e bário na amostra 02. Já na amostra 03, a combinação dos materiais resultou em uma variedade de elementos excedentes. Para a NBR 10.004 (ABNT, 2004a), resíduos que, ao entrarem em contato com água destilada ou deionizada, não apresentarem nenhuma solubilização de seus constituintes em concentrações superiores aos limites estabelecidos para a potabilidade da água, excluindo-se aspecto, cor, turbidez, dureza e sabor de acordo com o Anexo G, são classificados como resíduos classe II B – inertes.

Por outro lado, resíduos que apresentem pelo menos um parâmetro com concentrações acima dos limites de potabilidade ou que não se enquadrem como resíduos classe I - Perigosos são classificados como resíduos classe II A - não inertes. Dessa forma, é possível classificar a escória de aciaria BSSF, o solo e a mistura (50% AS e 50% SN) como resíduos classe II A – resíduo não inerte, mesmo com concentrações superiores aos limites permitidos. Lopes *et al.* (2015) afirmam que essa classificação de resíduos não inviabiliza sua utilização em pavimentação, desde que o ensaio de lixiviação, que simula a infiltração da água da chuva no solo, apresente os parâmetros analisados dentro dos limites admissíveis em norma.

Ensaio de Fluorescência de Raio X (FRX)

A composição química do AS é influenciada pela matéria-prima utilizada no processo de fabricação, pelo revestimento do conversor, pelo tipo de aço produzido, pelo método de resfriamento e pelas condições de armazenamento (DAYRELL, 2013). Ao analisar os óxidos presentes nas amostras (Figura 4), pode-se observar que no solo, a composição é composta por 51% de dióxido de silício ou sílica (SiO_2), 31% de óxido de alumínio ou alumina (Al_2O_3) e 11% de óxido de ferro III ou hematita (Fe_2O_3). No AS, há 44% de óxido de cálcio (CaO), 34% de Fe_2O_3 e 10% de SiO_2 . Na mistura (50% AS e 50%SN), há 29% de CaO , 26% de Fe_2O_3 e 26% de SiO_2 e 13% de Al_2O_3 .

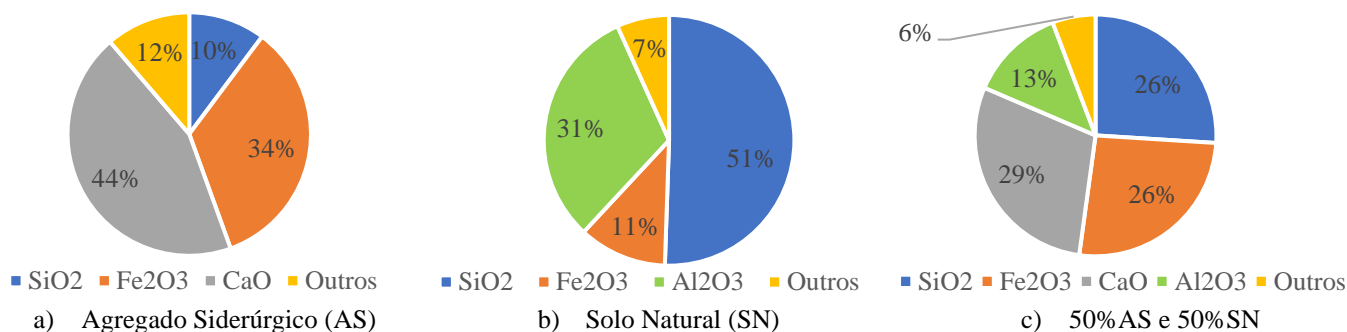


Figura 4: Óxidos dos materiais obtidos por FRX.

Della *et al.* (2005), ao realizar uma análise por FRX em escória de aço inoxidável proveniente de Minas Gerais, Brasil, observaram a presença predominante de CaO, com um teor de 36%. De acordo com Motz e Geiseler (2001), as escórias LD apresentam uma variação nos teores de CaO entre 42% e 55%. Rizzo (2006) indicou valores de CaO entre 23% e 47%. De maneira semelhante, Pagio *et al.* (2022) obtiveram resultados de composição semelhantes para duas escórias (granulada de alto-forno e alto-forno resfriada ao ar) utilizadas como AS, onde CaO e SiO₂ eram os componentes predominantes.

Moura *et al.* (2019) analisaram uma escória de aciaria LD e constataram a presença de CaO (43,4%), Fe₂O₃ (26,4%) e SiO₂ (12,7%). Por outro lado, Dias *et al.* (2020) encontraram uma proporção maior de Fe₂O₃ em uma amostra de escória de aciaria BSSF, diferentemente deste estudo. No entanto, a composição dessa escória era basicamente constituída pelos mesmos óxidos já mencionados: CaO, Fe₂O₃ e SiO₂. Vasconcelos *et al.* (2019) avaliaram o uso de misturas de cinzas de carvão mineral, solo e cal para aplicação em pavimentação, utilizando cinzas provenientes da termelétrica do Pecém, localizada em Ceará, Brasil. De acordo com os autores, entre as 32 amostras analisadas, os compostos mais presentes foram sílica, alumina, óxido de ferro III e óxido de cálcio. A literatura internacional também relata que esses três óxidos são os principais constituintes da escória de aciaria LD produzida pelo processo BSSF (LI *et al.*, 2017; LIU *et al.*, 2022).

Em relação aos óxidos observados no solo, sabe-se que solos lateríticos são caracterizados pela concentração de hidróxidos de ferro (Fe) e alumínio (Al) na fração argila (Nogami e Villibor, 1995). Essa característica foi constatada nos resultados do SN, assim como na mistura composta por 50%AS e 50%AN. A presença de alumina (Al₂O₃) e hematita (Fe₂O₃) no SN contribui para a alta concentração de alumínio e ferro detectada durante o ensaio de solubilização da mistura (50%AS e 50%SN).

Conclusões

A classificação ambiental, a partir do extrato lixiviado, permitiu classificar os materiais deste artigo (agregado siderúrgico – AS, solo natural - SN, e mistura de 50%AS e 50%SN) como classe II-não perigoso, com ausência de inflamabilidade, reatividade e corrosividade pela análise de massa bruta. Pela análise do extrato solubilizado, as amostras se enquadraram como resíduo de classe II A – não inerte, pois pelo menos um dos elementos apresentou concentração maior que o limite exigido na norma brasileira para potabilidade de água. Embora todas as amostras sejam classificadas como classe II A (não inerte), é importante ressaltar que os riscos imediatos à saúde humana e ao meio ambiente não foram identificados e isso não descarta seu uso em pavimentação, de acordo com Lopes *et al.* (2015), desde que o ensaio de lixiviação, que simula a infiltração da água da chuva no solo, apresente os parâmetros analisados dentro dos limites admissíveis em norma.

Além disso, o solo natural, com a presença de alumina e hematita, apresenta-se como laterítico, conhecido por seu comportamento estável e considerado adequado para uso em pavimentação. Do ponto de vista ambiental, esse solo natural não atende aos limites estabelecidos pela norma NBR 10.004 (ABNT, 2004) para as concentrações de quatro elementos (alumínio, bário, manganês e mercúrio) dos seis excedentes (alumínio, bário, manganês, mercúrio, ferro, cromo), indicando a necessidade de realizar estudos adicionais e a avaliação ou a criação de normas específicas para avaliação ambiental de materiais para pavimentação, visto que é possível que os materiais potencialmente perigosos fiquem encapsulados durante o uso na pavimentação, mitigando o risco ambiental. Assim, a adição do agregado siderúrgico ao solo contribuiu para a redução dos níveis de bário e manganês na mistura (50%AS e 50%SN). No entanto, apresentam características de poluição potencial, o que destaca a necessidade de um gerenciamento adequado para evitar impactos negativos no decorrer do tempo. As diferenças nas composições e nos elementos excedentes entre as amostras destacam a importância de uma análise mais detalhada para determinar as fontes específicas de potencial poluição. Essas informações são decisivas para o desenvolvimento de estratégias de tratamento, aplicação e descarte adequados, levando em consideração as características específicas de cada amostra.

Pela análise de composição química, foi possível concluir que o agregado siderúrgico e a mistura (50% AS e 50% SN) são formados, majoritariamente, por CaO, Fe₂O₃ e SiO₂ e o solo laterítico, por SiO₂, Al₂O₃ e Fe₂O₃.

Diante do exposto, os resultados obtidos reforçam a importância de uma abordagem cuidadosa no gerenciamento do solo natural, além dessa abordagem quanto ao agregado siderúrgico, considerando não apenas a classificação geral, mas também a composição e as características dos elementos presentes. O tratamento adequado e o monitoramento contínuo de estruturas contendo aplicação desses materiais são fundamentais para minimizar os impactos ambientais, viabilizar um ambiente saudável, sustentável e seguro a saúde pública.

Agradecimentos

As autoras agradecem ao Laboratório de Raio-X do Departamento de Física da UFC pelo apoio nos ensaios de FRX, à Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP) pelas bolsas de iniciação científica concedida à primeira autora e de mestrado concedida à segunda autora; à Arcelor Mittal-Pecém, ao CNPq (CNPq 408682/2021-3) e ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará pelo apoio financeiro.

Referências Bibliográficas

- ABNT (2004a) NBR 10.004: Resíduos sólidos – Classificação. Associação Brasileira de Normas Técnicas, Rio de Janeiro.
- ABNT (2004b) NBR 10.005: Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos. Associação Brasileira de Normas Técnicas, Rio de Janeiro.
- ABNT (2004c) NBR 10.006: Procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos Associação Brasileira de Normas Técnicas, Rio de Janeiro.
- Amancio, F. A.; Lima, D. A.; Dias, A. R. D. O.; Mesquita, E. F. T.; Cabral, A. E. B. (2020). Propriedades mecânicas de argamassas com substituição da areia natural por escória de aciaria BSSF (Baosteel's Slag Short Flow). In: Revista Matéria - Rio de Janeiro - 25.
- Amancio, F. A.; Dias, A. R. O.; Lima, D. A.; Cabral, A. E. B.; Mesquita, E. F. T (2021). Evaluation of mortars produced with Baosteel slag short flow (BSSF) steel slag as fine aggregate. *Cerâmica*, [s.l], v. 67, n. 381, p. 48-57. DOI: <https://doi.org/10.1590/0366-69132021673812977>
- Amancio, F. A.; Dias, A. R. O.; Lima, D. A. Cabral, A. E. B. (2021). Estudo do comportamento no estado fresco e endurecido de argamassa com escória de aciaria BSSF. *Matéria*, Rio de Janeiro, v. 26, n. 3. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1517-707620210003.13031>
- Barbosa, J. R.; De Paula, F. A.; Silveira, G. Q.; Lima, S. R. (2018). Utilização de escória de aciaria em argamassas. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 22(5), 339-344.
- Barbosa, M. R. (2013). Caracterização Geoambiental da Escória de Aciaria de Cinco Estados Brasileiros. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-graduação em Geotecnia da UFOP. Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto-Minas Gerais. 158p.
- Benitez, L. H.; Neto, J. D. C. M.; Ferreira, F. G. S.; Chotoli, F. F.; Dos Santos, R. F. C.; Guilge, M. S. (2021). Bloco de concreto com incorporação de escória de aciaria BSSF: um estudo para substituição de agregados naturais. In: *Revista Principia - Divulgação Científica e Tecnológica do IFPB, João Pessoa*, v. 59, n. 3, p. 785-801, set. 2021.
- Boldrini, B., & Feu Rosa Pacheco, R. (2022). Estudo de comportamento da escória de aciaria tipo LD em base de pavimentos urbanos. *Revista Eletrônica Debates Em Educação Científica E Tecnológica*, 8(1), 1-10. <https://doi.org/10.36524/ric.v8i1.906>
- Cesar, A. C. G. (2008). Desenvolvimento de blocos confeccionados com escória proveniente da reciclagem do aço. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. 190p.
- Companhia Siderúrgica do Pecém. Produtos e co-produtos. (2022). Disponível em: <https://www.cspecem.com/pt-br/produtos/co-produtos/>. Acesso em: 13 out. 2022.
- Conselho Nacional do Meio Ambiente (Brasil). Resolução nº 313, de 29 de outubro de 2002. *Diário Oficial da União, Brasília, DF*, 22 nov. 2002. Seção 1, p. 138-139.
- Dayrell, F. D. O. (2013). Metodologia geotécnica sustentável para credenciamento da escória de aciaria como lastro ferroviário. 208f. Dissertação de Mestrado. UFOP.
- Della, V. P., Junkes, J. A., Kuhn, I., Hiella, H. G., & Hotza, D. (2005). Utilização do subproduto da recuperação metálica de escórias de aços inoxidáveis na síntese de pigmentos cerâmicos; caracterização da matéria-prima. *Cerâmica*, 51, 111-116.
- Dias, A. R. O., Amancio, F. A., de Sousa, I. L. X., Lucas, S. O., Lima, D. A.; Cabral, A. E. B. (2020). Efeitos da substituição do cimento Portland por escória de aciaria BSSF nas propriedades físicas e mecânicas do concreto. *Revista Matéria*, 25(4).

Environmental Protection Agency (EPA). Mercury Science and Research Resources. Disponível em: <https://www.epa.gov/mercury/resources-mercury-science-and-research>. Acesso em: (06 de junho de 2023).

Fernandes, D. P. (2010). Estudo de estabilização química, geo-mecânica e ambiental das escórias de aciaria LD para fins de aplicação como material de lastro ferroviário em vias sinalizadas. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto-Minas Gerais. 162p.

Ferreira, P. C.; Piai, K. D. A.; Takayanagui, A. M. M.; Segura-Muñoz, S. I. (2008). Alumínio como fator de risco para a doença de Alzheimer. *Revista Latino-Americana de Enfermagem*, 16, 151-157.

Freitas Muniz, D. H., & Oliveira-Filho, E. C. (2006). Metais pesados provenientes de rejeitos de mineração e seus efeitos sobre a saúde e o meio ambiente. *Universitas: Ciências da saúde*, 4(1), 83-100.

IABR (2022). Anuário Estatístico 2022 - Setor do Aço no Brasil - Instituto Aço Brasil. Disponível em: https://acobrasil.org.br/site/wp-content/uploads/2022/07/AcoBrasil_Anuario_2022.pdf. Acesso em: 08 jan. 2023.

Izoton, S.; Teixeira, J. E. S. L.; Pires, P. J. M.; Dias, V. S. (2021). Avaliação dos efeitos da expansão da escória LD no comportamento mecânico de misturas asfálticas sujeitas ao envelhecimento e dano por umidade. *TRANSPORTES*, v. 29, n. 2, p. 2442. DOI: 10.14295/transportes.v29i2.2442. Disponível em: <https://www.revistatransportes.org.br/anpet/article/view/2442>. Acesso em: 8 jan. 2023.

Li, C.; Chen, Z.; Wu, S.; Li, B.; Xie, J.; Xiao, Y. (2017). Effects of steel slag fillers on the rheological properties of asphalt mastic. In: *Construction and Building Materials*, 145, 383-391.

Liu, P.; Lin, D.-F.; Wang, W.-J. (2022). Effect of mixed slag aggregate replacement on performance of asphalt concrete. In: *Journal of Material Cycles and Waste Management*, p. 1-16.

Lopes, L. S. E.; Malko, J. A. C.; Casagrande, M. D. T.; Motta, L. M. G. (2015). Análise do comportamento de um solo estabilizado com cinzas de carvão mineral para aplicação em camadas de base de pavimentos. *Revista Pavimentação*, 36, 63-82.

Machado, L. A. (2013). Controle da Geração da Drenagem Ácida da Mineração de Carvão pelo Método de Aditivos Alcalinos com Escória de Aciaria Elétrica. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais, Porto Alegre.

Medeiros, K. P. M. (2019). Estudo do uso da escória siderúrgica de alto forno e estéril de mineração como alternativa de revestimento primário em estradas não pavimentadas. 2019. Dissertação de Mestrado. UFMG.

Ministério da Saúde. Brasil. Portaria nº 518, de 25 de março de 2004. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 26 mar. 2004. Seção 1, p. 58.

Moraes, D.; Severino, M. A; Freitas, A. M. D.; Nagalli, A.; Martins, L. R. R; Pagioro, T. A. (2022). Environmental effects of leachate extracts from reclaimed asphalt pavement: determination of metals, polycyclic aromatic hydrocarbon and acute toxicity to *Daphnia magna*. In: *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 27, 929-937.

Mota, P. J.; Alonzo, H. G. A.; André, L. C.; Câmara, V. D. M.; Campolina, D.; Santos, A. D. S. E.; Peixoto, S. V. (2022). Prevalência dos níveis de metais acima dos valores de referência em município atingido pelo rompimento de barragem de rejeitos da mineração: Projeto Saúde Brumadinho. *Revista Brasileira de Epidemiologia*, 25.

Motz, H.; Geiseler, J. (2001). Products of steel slag an opportunity to save natural resources, In: *Waste Management*, 21, Duisburg, Alemanha, p. 285-293.

Moura, B. L. R.; Teixeira, J. L. E. S.; Pires, P. J. M.; Simão, R. A.; Khedmati, M.; Kim, Y. R. (2019). Avaliação da adesividade ligante-escória de alto-forno resfriada ao ar (ACBFS) e de aciaria (LD) usando técnicas de análise de superfícies. In: *Anais do 33 Congresso de Pesquisa e Ensino em Transportes* (pp. 1799-1811).

Muniz, D. H. de F.; Oliveira-Filho, E. C. (2006). Metais pesados provenientes de rejeitos de mineração e seus efeitos sobre a saúde e o meio ambiente. *Universitas: Ciências da Saúde*, v. 4, n. 1, p. 83-100.

- Nogami, J. S.; Villibor, D. F. (1995) Pavimentação de baixo custo com solos lateríticos. São Paulo: Villibor, 240p.
- Pagio, M. Z.; Carrareto, L. F.; Vieira, G. L.; Magalhães, D. C. (2022). Caracterização de resíduos siderúrgicos visando à aplicação em matrizes cimentícias. *Ambiente Construído*, 22, 167-186.
- Pereira, M. L.; Batista, L. F.; Silva, R. B.; Silva, R. V. C. (2019). Utilização de escória de aciaria em concreto. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, 23(3), 299-306.
- Periago, J. F.; Zambudio, A.; Prado, C. (1997). Avaliação dos teores ambientais de hidrocarbonetos aromáticos em postos de gasolina por cromatografia gasosa. *Journal of Chromatography A*, 778 (1-2), 263-268.
- Rizzo, E. M. S. Introdução aos Processos de Refino Primário dos Aços nos Conversores a Oxigênio. Editora ABM, 2006. 118.
- Rohde, L.; Nunez, W. P.; Ceratti, J. A. P. (2003). Escória de aciaria elétrica: uma alternativa aos materiais granulares tradicionais. *TRANSPORTES*, v. 11, n. 1. DOI: 10.14295/transportes.v11i1.115. Disponível em: <https://www.revistatransportes.org.br/anpet/article/view/115>. Acesso em: 8 jan. 2023.
- Rosa, M. A. D. (2001). Caracterização da incorporação da escória de aço inoxidável em materiais cerâmicos quanto a imobilização de cromo. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 150p.
- Savazzi, E. A. (2009). Determinação da presença de Bário, Chumbo e Crômio em amostras de água subterrânea coletadas no Aquífero Bauru. Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo.
- Silva, F. H. O.; Santos, E. G.; Oliveira, L. H.; Gomes, M. V. (2020). Utilização de escória de aciaria como agregado em obras de infraestrutura. *Revista Brasileira de Engenharia de Agrícola e Ambiental*, 24(5), 296-302.
- Vasconcelos, S. D.; Barroso, S. H. A.; Vieira, F. A. F.; Almeida, H. B. F. (2019). Avaliação do uso de cinzas de carvão mineral produzidas em usina termelétrica na construção de pavimentos. In: *TRANSPORTES*, 27(2), 73-88.

AVALIAÇÃO AMBIENTAL DA APLICAÇÃO DE RESÍDUOS SIDERÚRGICOS EM UMA ÁREA DEGRADADA PELA MINERAÇÃO LICENCIADA COMO ATERRO DE RESÍDUOS DA CONSTRUÇÃO CIVIL

1Marla Caroline Quadrado, 2Amanda Gonçalves Kieling

1Universidade do Vale do Rio dos Sinos - Unisinos, e-mail: marlacaroline03@gmail.com; 1Universidade do Vale do Rio dos Sinos – Unisinos, e-mail: amandag@unisinos.br

Palavras-chave: resíduo do shredder; resíduos do pátio de sucatas; cobertura intermediária.

Resumo

Uma das rotas para a produção do aço tem como matéria-prima principal a sucata ferrosa. Porém, para que essa sucata seja utilizada na aciaria, é necessária uma etapa de beneficiamento, onde são removidas as impurezas que estejam ali presentes. Essas impurezas são denominadas resíduo do shredder (RS) e resíduo do pátio de sucatas (RPS), sendo esses materiais constituídos por uma fração mais leve (polímeros em geral, vidro e madeira) e uma fração pesada (terra e metais particulados). Objetivando reutilizar parte da fração pesada desses resíduos, gerados em duas unidades de uma Siderúrgica gaúcha, como cobertura intermediária e final de um aterro de resíduos da construção civil classe A, se viu como necessário realizar uma avaliação ambiental prévia. Para tanto, foram realizadas análises comparativas de caracterização química e classificação ambiental entre os resíduos siderúrgicos brutos, o solo natural e resíduos da construção civil (RCC's) classe A. Pelas análises de lixiviado e solubilizado todos os resíduos foram classificados como classe II – não perigosos. Para avaliar a respeito da mobilidade dos metais pelo ambiente, o que gera mais riscos ambientais, foi considerado como fator mais importante os resultados de solubilizado. Como para as amostras brutas o resultado de chumbo solúvel foi 0,0177 mg/L para a terra das correias do shredder (TCS), 0,368 para a terra processada do shredder (TPS) e 0,0570 para a terra processada do pátio (TPP), ficando acima do valor máximo permitido (VMP) de 0,01 mg/L, se optou por realizar a formação de blends entre os resíduos siderúrgicos e o solo natural na proporção 1:1 em volume. Foram realizadas as mesmas análises de caracterização química e classificação ambiental com os blends, obtendo-se resultados mais satisfatórios. Houve a solubilização do chumbo acima do valor máximo permitido apenas para o blend terra processada do shredder (0,013 mg/L). Assim, se concluiu que é possível reutilizar os resíduos siderúrgicos para a finalidade requerida desde que, os materiais sejam misturados com o solo natural da região na proporção estudada.

Introdução

Segundo o Instituto Aços Brasil (IABR) (2014), a produção do aço conta com duas rotas principais, sendo que uma delas tem como matéria-prima principal o ferro-gusa, produzido e consumido nas chamadas Usinas Integradas. A segunda rota é a que tem como matéria-prima principal a sucata ferrosa, que é utilizada nas chamadas usinas semi-integradas, também conhecidas como mini-mills.

A utilização de sucata como matéria-prima principal do processo da segunda rota mencionada, contribui para a reciclagem de milhões de toneladas desse material anualmente, poupando recursos naturais, reduzindo o consumo de energia e a emissão de gases de efeito estufa. No Brasil em 2020, para a produção de 31,4 milhões de toneladas de aço bruto, foram reciclados 8,0 milhões de toneladas de sucata ferrosa, trazendo inúmeros benefícios ambientais e econômicos (IABR, 2020).

Porém, na maioria das vezes, para que a sucata ferrosa possa ser utilizada nas aciarias elétricas, se faz necessária a sua preparação prévia a fim de reduzir o seu tamanho e/ou separá-la dos materiais secundários ali presentes (JOHN, 2009). Esse material secundário é impureza para o processo, sendo ele composto por plásticos (os mais variados tipos), borrachas, espumas, não-ferrosos e terra. A maior fração dessas impurezas provenientes do processamento da sucata são denominados resíduo do shredder e resíduo do pátio de sucatas, e representam um alto volume de resíduo gerado anualmente pelas usinas semi-integradas brasileiras da Siderúrgica em estudo.

Batista (2014) caracterizou duas frações do RS, sendo uma delas a Terra do Shredder (TS) de granulometria menor que 2 mm. Conforme a análise de classificação ambiental realizada em treze amostras para o ensaio de solubilização, houve alguns elementos que apresentaram concentrações acima do padrão, como foi o caso do Al (nove amostras), do Fe (nove amostras), Mn (oito amostras), 2,4-D (duas amostras) e Pb (uma amostra). Demais ensaios da norma tiveram resultados dentro do especificado. Reis (2018) classificou o resíduo TS como resíduos classe II A – não inertes pois o extrato solubilizado apresentou valores de ferro, chumbo e fluoreto acima do limite máximo permitido.

A classificação ambiental dos resíduos seguindo NBR 10004 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT), 2004.) é importante para as indústrias poderem realizar a destinação ambientalmente desses materiais, estando em acordo com a Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010 (BRASIL, 2010), que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Essa Lei estabelece instrumentos e diretrizes para os setores públicos e privados realizarem uma melhor gestão dos resíduos gerados, sejam eles perigosos (classe I) ou não perigosos (classe IIA-inertes ou IIB- não inertes), com exceção aos rejeitos radioativos, que são regulados por legislação específica. Os principais objetivos da PNRS é proteger

a saúde pública e garantir a qualidade ambiental, através do estímulo à adoção de padrões sustentáveis de produção e consumo de bens e serviços (BRASIL, 2010).

Além da regulamentação com relação a gestão de resíduos, há também normas que fixam requisitos mínimos elegíveis para o projeto, implantação e operação de aterros. A norma NBR 15113 (ABNT, 2004) traz as diretrizes referente aos aterros sólidos da construção civil e resíduos inertes, já a NBR 15849 (ABNT, 2010) traz as diretrizes referente aos aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Na última norma mencionada é abordado diretamente a recomendação operacional da cobertura intermediária que deve ser aplicada sobre os resíduos ao final de cada jornada de trabalho, destinada a minimizar a infiltração das águas de chuva, evitar o espalhamento de materiais leves pela ação do vento, a presença de animais, a proliferação de vetores e a emissão de odores. Na primeira norma mencionada, não há a indicação direta da necessidade de cobertura intermediária durante a operação da célula. Em ambas as normas é mencionado a obrigatoriedade da cobertura final.

As características geotécnicas que os materiais devem atender para serem utilizados na composição da cobertura intermediária tanto de aterro de RCC como também de RSU, não são especificados em nenhuma norma brasileira. Já para compor a cobertura final de um aterro de RCC's apenas se menciona na NBR 15113 (ABNT, 2004) que a solução adotada deve minimizar a infiltração de água no maciço, e a possibilidade de erosão e rupturas, porém não delimita nenhum parâmetro específico que o material deve atender, ficando assim sob responsabilidade dos responsáveis técnicos do projeto de encerramento do aterro mencionar os materiais mais apropriados com as respectivas características físicas que os mesmos devem apresentar, baseando-se em estudos e normas internacionais.

Comparando a legislação sobre controle operacional de aterros, o estado da Carolina do Norte, nos Estados Unidos, determina que os aterros de resíduos industriais (RI), resíduos sólidos urbanos (RSU) e da construção e demolição civil, efetuem a cobertura intermediária com uma altura de 6 polegadas de material. Para os que recebem RI e RSU a cobertura deve ser diária, já os que recebem o RCC devem efetuar a cobertura com material terroso semanalmente (North Carolina Department of Environmental Quality, 2019). Eles listam materiais alternativos que podem ser reutilizados para essa finalidade, sendo um deles o auto shredder residue (ASR), que é o resíduo do shredder. O órgão estabelece que o ASR pode ser usado em aterros de RSU e de RCC, desde que o último contenha revestimento, porém não estabelece nenhum parâmetro químico como restrição.

O Departamento de Recursos Naturais de Wisconsin (2014), traz o ASR como alternativa de cobertura intermediária para aterro de RSU, e estabelece limites regulatórios para que o material seja aprovado para tal finalidade. O ASR deve ser classificado como não perigoso, apresentando limites máximos para o teste de lixiviação de 5,0 mg/L para o chumbo, de 1,0 mg/L para o cádmio e de 0,2 mg/L para o mercúrio. No Brasil a ABNT NBR 15849 (ABNT, 2010) cita como materiais alternativos para uso na cobertura operacional diária de aterros de RSU o próprio solo natural, camada fina de RCC Classe A, capina gerada nos serviços de manutenção urbana ou lona automotiva.

O solo natural da região do empreendimento é o material mais indicado para as coberturas de aterros da construção civil e na composição da camada superior na cobertura final de demais tipos de aterros. Porém, nem sempre há disponibilidade do material nas quantidades requeridas para suprir as alturas mínimas requerida (VIEIRA, 2013).

Devido a essa necessidade apontada, o presente estudo aborda a reutilização de uma das frações desses materiais, que é a aplicação do resíduo terra processada do shredder (TPS), terra das correias do shredder (TCS) e terra processada do pátio (TPP) como cobertura intermediária e final de uma área degradada pelas atividades de mineração de saibro, que é também licenciada como aterro de resíduo da construção civil (RCC) classe A. Dessa forma, reutilizar esses resíduos para essa finalidade ajuda a mitigar os impactos causados pela mineração, como erosão e lixiviação do solo local onde a extração mineral está ocorrendo, e ainda poupar recursos naturais que são comumente utilizados para tal finalidade, como é o caso da argila, pois para que se tenha argila disponível para uso, outra área será degradada pela sua extração.

Porém, como pode haver alteração da qualidade ambiental do local de aplicação das terras, devido a determinadas substâncias e elementos que podem estar nelas presentes em concentrações elevadas, se faz relevante o estudo de suas composições químicas de massa bruta, dos elementos ambientalmente disponíveis. Se faz necessário também a classificação ambiental segundo os parâmetros estabelecidos na norma NBR 10004 (ABNT, 2004). A base comparativa do estudo é o solo natural de uma mineradora de saibro no estado do Rio Grande do Sul, e três tipos de RCC's Classe A, para posterior avaliação ambiental da forma de reaproveitamento, fazendo-se juntamente analogias com as normas CONAMA 420/2009, visto que não há nenhuma lei ou portaria que regulamente diretamente aplicação de resíduos siderúrgicos para tal finalidade.

Materiais e Métodos

O RS e o RPS são gerados em processos distintos de processamento da sucata de obsolescência, e em unidades diferentes de produção de aço, ambas localizadas no estado do Rio Grande do Sul. Todas as correntes de saídas que não sejam de sucata ferrosa, que é o produto de interesse dessa etapa do processo, se caracteriza como sendo resíduo. O foco deste trabalho é a fração mais fina desses resíduos e, com o intuito de conhecer mais sobre a composição química completa desses materiais e compará-los a um solo natural, se optou por realizar a caracterização química seguindo os mesmos parâmetros e metodologias indicadas na CONAMA 420/2009. Além disso, para se conhecer mais sobre os possíveis riscos ambientais e conhecer mais sobre os comportamentos dos resíduos no ambiente, se realizou a classificação ambiental seguindo a NBR 10004 (ABNT, 2004) das terras processadas do shredder e pátio de sucatas, terra das correias, solo natural e de três tipos distintos de RCC's classe A.

Coleta de amostra da terra processada do shredder

A unidade produtora de aços longos possui o Shredder como equipamento triturador de sucata. No entanto, após ter sua densidade aumentada, a sucata ainda precisa passar por equipamentos de separação afim de segregar a sucata ferrosa de interesse da sucata metálica não ferrosa e demais impurezas. Ainda na sequência há equipamentos que visam segregar os metais não ferrosos das demais frações. Todo esse processo origina quatro saídas com resíduos diferentes, sendo uma delas denominada como “TC10” que é composta por materiais poliméricos diversos (plásticos, borracha e espuma), vidro, tecido, terra e ainda materiais metálicos. Além disso, há ainda uma pequena geração de um quinto resíduo, proveniente da limpeza das correias transportadoras, que tem aspecto de terra.

Na Siderúrgica há uma planta de beneficiamento de escória de aciaria, que também é utilizada para processar a fração do resíduo que contém maior teor de material ferroso (TC08), porém em determinadas situações a TC10 também vai para essa planta de separação com foco principal na recuperação de material magnético. A coleta da amostra de TPS foi feita durante o processamento do material proveniente da TC10. Foi coletado o resíduo que saiu do lado ferroso, pois era o material mais livre de impurezas, com granulometria menor que 10 mm. A amostragem foi feita enquanto a pilha se formava, sendo possível coletar em diferentes pontos e profundidades da mesma, como dita a norma de amostragem NBR 10007 (ABNT, 2004). As amostras simples coletadas formaram uma amostra composta. Essa amostra composta, foi posteriormente quarteada e rejeitou-se 2/4 do material, sendo a amostra final resultante armazenadas em baldes pequenos para serem enviadas posteriormente para as análises.

Coleta de amostra da terra das correias do shredder

Na mesma unidade produtora de aço, que possui o equipamento Shredder, foi coletada a amostra de terra que cai das correias transportadoras que deslocam as sucatas ferrosas e não ferrosas ao longo do processo de trituração, separação e remoção de impurezas. Após as limpezas, essa terra das correias do shredder residual é acumulada em pequenas pilhas. A amostragem seguiu o que dita a NBR 10007 (ABNT, 2004).

Coleta de amostra da terra processada do pátio de sucatas

A unidade produtora de aços especiais possui o equipamento prensa tesoura para triturar a sucata graúda, sendo que a sucata ferrosa triturada, passa ainda por um tambor rotativo, a fim de remover impurezas. Essas impurezas seguem para um separador magnético a fim de recuperar ferroso, mas devido à baixa eficiência, junto com o material magnético ainda fica retido muitas sujidades, sendo necessário processamento posterior na planta de separação dessa unidade. Além disso, há também o material chamado de fundo de baía, que é resultante da raspagem do solo do local onde é armazenado a sucata, originando assim um material formado por sucata e muita terra. Esse material ele costuma ser processado num equipamento chamado Flip Screen que é uma peneira rotativa móvel, os finos que passam pela peneira, também são encaminhados para recuperação de ferroso. O fundo de baía ainda pode ser processado no tambor rotativo ou ir direto para a planta de separação.

Na planta de beneficiamento há a obtenção de distintas frações do resíduo do pátio de sucatas, a que foi amostrada foi uma mistura de material residual de granulometria menor que 25mm e 6 mm, seguindo todas as boas práticas de coleta para se ter uma amostra representativa.

Coleta de amostra de solo natural em uma mina de extração de saibro

O local para avaliação ambiental com relação a aplicação da TPP, TPS e TCS é uma mineradora de Saibro, localizada na região metropolitana de Porto Alegre, Rio Grande do Sul. Além de ser uma mina de extração a empresa também é licenciada como aterro de resíduos sólidos da construção civil - classe A que não tenham passado por nenhum beneficiamento prévio.

A amostragem do solo natural foi realizada na área de mineração, buscando coletar o solo virgem que ainda não sofreu alteração pelo processo de extração do local e onde não houve aplicação de nenhum tipo de resíduo. Pelo fato da área não minerada, em torno da cava, ser de difícil acesso foi possível coletar a amostras apenas em dois pontos distintos do local. As duas amostras simples foram coletadas no entorno da cava, numa profundidade de 0-20 cm, havendo a remoção apenas da camada de materiais orgânicos como folhas secas e galhos, conforme dita a Conama 420/2009. Após, elas foram misturadas formando uma amostra composta, e posteriormente quarteadas.

Coleta das amostras de resíduo da construção civil classe A

Para fins de comparação entre a classificação dos resíduos da construção civil classe A com os resíduos de terra processada e das correias, foram coletadas amostras de três tipos de RCC's classe A: tijolo, piso cerâmico e concreto. Esses materiais foram gerados em uma reforma realizada dentro de uma das unidades da Siderúrgica em estudo, e estavam armazenados separados um dos outros, em três caçambas diferentes.

Caracterização química - CONAMA 420/2009

A CONAMA 420/2009 dispõe de critérios e valores orientadores de qualidade do solo e de águas subterrâneas. Essa Resolução impõe limites aceitáveis de substâncias inorgânicas, principalmente para os metais pesados, e para as diversas substâncias orgânicas existentes. O foco do presente trabalho é apresentar os resultados e discussões obtidos com os parâmetros inorgânicos.

A massa seca dos três resíduos estudados foram analisados seguindo os parâmetros e critérios de solos ditados pela CONAMA 420/2009, para que a comparação entre eles e o solo natural fosse possível, sendo todos os compostos quantificados com os mesmos métodos analíticos. O objetivo é verificar se os materiais residuais que possuem aspecto visual semelhante ao de solos, têm composição química elementar semelhante ou não ao solo natural da região onde fica a mineradora de saibro. As análises químicas de todos os parâmetros preconizados no Anexo II da respectiva Resolução, foram conduzidas por um laboratório contratado, localizado no estado de São Paulo, sendo este acreditado conforme os requisitos da ABNT NBR ISO/IEC 17025.

Classificação ambiental – NBR 10004

As análises de classificação dos resíduos siderúrgicos, solo natural e dos resíduos da construção civil, de acordo com a NBR 10004 (ABNT, 2004), foram realizadas pelo mesmo laboratório citado no item anterior. As classificações do solo natural e dos RCC's, foram realizadas para fins de análise comparativa do presente trabalho. Os resultados de solubilizado das amostras de TCS, TPS e TPP também foram usados para se avaliar quais elementos de sua composição possuem maior mobilidade no ambiente, visto que a disponibilidade de metais pesados no solo está mais relacionada com os teores solúveis, conforme será discutido mais no tópico de Resultados e Discussão.

Formação das amostras de blend

Com os resultados obtidos das análises de caracterização e de solubilizado da classificação ambiental dos resíduos siderúrgicos, se decidiu realizar a mistura desses materiais com o solo natural formando três amostras de blend, a fim de diminuir a concentração de metais por área de aplicação, minimizando assim os potenciais riscos ambientais. A proposta foi realizar a mistura com 50% em volume de resíduo bruto e os outros 50% de solo, com o auxílio de um copo medidor, pensando em facilitar as condições operacionais da execução desse blend na área real de aplicação. Porém nada impede que a mistura seja realizada utilizando as proporções em massa.



Figura 1: Formação das amostras de blends

Resultados e Discussão

Caracterização segundo CONAMA 420/2009 das amostras brutas

Com a caracterização do solo natural estudado, foi possível conhecer os teores de metais ali presentes, fazendo-se uma comparação com os valores de referência de qualidade (VRQ), estabelecidos pela Portaria Fepam 85/2014, e com os valores de prevenção (VP) estabelecidos pela Conama 420/2009. Os resultados comparativos do solo natural bruto com o VRQ e VP apresentados na Tabela 1 mostram que a área da mineradora não possui indícios de ser contaminada, ressaltando-se que nas áreas amostradas não se teve aplicação de quaisquer tipos de resíduos. Os metais presentes em maior concentração no solo estudado são o ferro e o alumínio, visto que o solo natural foi coletado numa mina de saibro, que se caracteriza por ser um solo residual areno-argiloso. A constituição principal da areia é a sílica e da argila é silicatos hidratados de alumínio e/ou ferro (ABCERAM, c2022). Nota-se que os teores de inorgânicos analisados dos resíduos TCS, TPP e TPS, ficaram maiores que os presentes no solo natural, com exceção da prata, selênio e do nitrato, mostrando que a composição química dos resíduos siderúrgicos estudados se diferencia grandemente do solo natural. Por conta disso, se faz necessário avaliar outros critérios e normas, em conjunto com esses resultados, para que a avaliação ambiental de aplicação dos resíduos seja efetivada, conforme será visto no decorrer da discussão de resultados.

Os metais que apresentaram maiores concentrações nos três resíduos siderúrgicos foram o ferro, alumínio, zinco e manganês. A presença em elevados teores de Fe nas amostras já era esperado pelo fato de o processo de geração ter como matéria-prima principal a sucata ferrosa. O alto teor de Al é justificado pelo fato desse metal compor parte das carrocerias automobilísticas, aparecendo também nas rodas e na fabricação do bloco e cabeçote do motor. Além de ser usado em carros e caminhões, o alumínio também está presente nos mais variados utensílios domésticos, em embalagens de determinados

alimentos, fármacos e cosméticos (LOIOLA; THESING, 2018). O Zn compõe pilhas e baterias elétricas e é um dos principais elementos utilizados nos processos de galvanização de revestimentos das peças de aço, a fim de conferir resistência a corrosão. É usado também em ligas metálicas, com destaque para o latão, onde o zinco é combinado ao cobre em proporções diversas. Segundo a CETESB (2012), o Mn é usado principalmente na fabricação de ligas metálicas (especialmente aços), pilhas, vidros e na indústria química de couro e têxtil. O manganês é um dos elementos que compõe os martelos trituradores do Shredder, podendo ser uma das fontes de liberação desse composto para os resíduos, porém não única. Todos esses produtos mencionados, podem compor o mix de sucata de obsolescência recebida.

Parâmetros (mg.kg ⁻¹)	Terra Correias	Terra Shredder	Terra Pátio	Solo Natural	VRQ	VP
Alumínio (Al)	14.300	15.100	8.990	4.880	-	-
Antimônio (Sb)	48	29	< 1	< 1	-	2
Arsênio (As)	43	51	< 1	9	-	15
Bário (Ba)	3.220	1.710	529	16	-	150
Boro (B)	1.330	1.370	827	48	-	-
Cádmio (Cd)	11,4	16,2	< 0,1	< 0,1	0,4	1
Chumbo (Pb)	1.160	377	217	12	18	72
Cobalto (Co)	43	38	88	< 1	13	25
Cobre (Cu)	824	7.690	463	2	9	60
Cromo (Cr)	928	669	5.230	40	40	75
Ferro (Fe)	201.000	255.000	78.900	15.100	-	-
Manganês (Mn)	3.510	4.100	6.190	128	-	-
Mercúrio (Hg)	0,332	0,445	0,441	< 0,05	0,034	1
Molibdênio (Mo)	28	34	69	1	-	30
Níquel (Ni)	301	260	366	3	12	30
Nitrato (N)	< 1,9	< 1,1	< 1,9	7	-	-
Prata (Ag)	< 1	< 1	< 1	< 1	-	2
Selênio (Se)	< 1	< 1	< 1	< 1	-	5
Vanádio (V)	61	80	86	26	48	-
Zinco (Zn)	16.100	7.970	4.590	11	31	300

Tabela 1: Comparação dos teores de inorgânicos entre resíduos e solo natural

De acordo com Tavares (2013), o teor pseudototal analisado na massa seca não é um parâmetro que expresse a mobilidade de metais pesados no solo e no ambiente e sim um conhecimento de sua reserva no solo. A mobilidade e a disponibilidade dos metais pesados no solo estão mais relacionadas com os teores solúveis dos elementos do que com seus valores totais, sendo assim a análise somente da fase sólida do solo, não é suficiente para explicar a disponibilidade de metais ou seu comportamento no ambiente. O impacto da presença de metais pesados no solo não deve ser somente avaliado pela quantidade ou pelas formas químicas desses elementos na fase sólida do solo, visto que a absorção de metais pelas plantas e a toxicidade destes, apresentam grande dependência com relação a concentração ou a atividade do íon livre em solução (TAVARES, 2013). Sendo assim, a avaliação ambiental com relação a presença de metais pesados nos resíduos siderúrgicos estudados será feita atrelando-se os resultados obtidos na massa bruta juntamente dos resultados de metais solubilizados obtidos na NBR 10004.

Classificação segundo NBR 10004 das amostras brutas

A origem da TCS, TPS e da TPP, como já explicado, é do processamento mecânico da sucata majoritariamente ferrosa, sendo que esse processo não é citado nos anexos A e B da NBR 10004. Os parâmetros avaliados para corrosividade e reatividade do resíduo se encontram na Tabela 2, como se pode visualizar nenhum deles ficou acima do valor máximo permitido (VMP).

Parâmetros	Unidade	Terra Correias	Terra Shredder	Terra Pátio	VMP
pH (Suspensão 1:1)	-	8,03	9,43	9,28	2,0-12,5
Sulfeto (como H ₂ S)	mg/kg	41,8	68	82,3	500
Cianeto (como HCN)	mg/kg	<1	<1,4	<1,3	250

Tabela 2: Ensaios massa bruta para classificação dos resíduos

Para compostos constantes no anexo C da NBR 10004 (ABNT, 2004), que se fazem presentes nos resíduos, como é o caso dos metais pesados As, Ba, Cd, Pb, Cr, Hg e Ni, não há nenhuma referência regulatória que traga os limites em base seca, que determine um resíduo como sendo contaminado ou tóxico. Dessa forma fica difícil e incerto fazer essa avaliação de toxicidade apenas avaliando as concentrações na massa seca dos compostos lá listados. Por esse motivo, o ensaio mais comumente utilizado para definição da toxicidade do resíduo é o do extrato lixiviado, visto que a norma traz essas referências de limites permitidos no seu anexo F. A Tabela 3 traz o comparativo de alguns parâmetros de lixiviado das amostras de resíduos, mas é importante ressaltar que todos os compostos apontados na Norma foram analisados, incluindo os compostos orgânicos e, nenhum parâmetro ficou acima do VMP.

Parâmetros (mg/L)	Terra Correias	Terra Shredder	Terra Pátio	VMP
Arsênio	< 0,01	< 0,01	< 0,01	1
Bário	1,39	0,0615	1,81	70
Cádmio	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,5
Chumbo	0,0147	< 0,01	< 0,01	1
Cromo	< 0,01	< 0,01	< 0,01	5
Mercurio	< 0,000075	< 0,000075	< 0,000075	0,1

Tabela 3: Resultados ensaio de lixiviação de inorgânicos

Todos os resultados obtidos com o extrato lixiviado mostram e comprovam que os resíduos são classificados como classe II – não perigosos, assim como as referências citadas na Introdução classificaram a fração fina do resíduo do shredder. Isso mostra que, apesar da característica de heterogeneidade dos resíduos provenientes da trituração e beneficiamento da sucata, a classificação quanto a periculosidade desses materiais se mantém constante ao longo do tempo.

Após se obter a classificação quanto a não periculosidade dos resíduos, se deve analisar se eles são inertes ou não inertes. Para tanto, se costuma avaliar os parâmetros de solubilidade em água deionizada, constantes nos anexos G da NBR 10004:2004. Conforme mostra a Tabela 4, para a amostra TCS houve a solubilização dos compostos chumbo, ferro, fluoreto, manganês, índice de fenóis e surfactantes (como LAS) acima do especificado. Para a TPS o alumínio, chumbo, ferro, manganês, zinco, índice de fenóis e surfactantes (como LAS) solubilizaram acima do VMP. A TPP teve os parâmetros alumínio, chumbo, ferro, fluoreto e manganês fora dos limites. Assim sendo, os três resíduos são classificados como classe II A, não perigosos e não inertes. O solo natural também foi analisado seguindo os critérios da NBR 10004, a fim de verificar em qual classificação ambiental ele se enquadraria caso ele fosse considerado um resíduo. Os parâmetros de massa bruta e lixiviado do solo natural ficaram todos dentro da especificação, o classificando como um material não perigoso. Porém, o alumínio solubilizou acima do VMP, sendo o solo natural classificado como um material não inerte, se levado em consideração os mesmos parâmetros impostos para resíduos.

Parâmetros (mg/L)	Terra Correias	Terra Shredder	Terra Pátio	Solo Natural	VMP*
Alumínio	0,144	2,39	1,02	0,201	0,2
Chumbo	0,0177	0,368	0,057	<0,01	0,01
Ferro	0,809	8,91	5,37	0,0455	0,3
Fluoreto	2,35	1,37	2,12	<0,05	1,5
Manganês	0,187	0,41	0,151	0,0644	0,1
Zinco	0,585	5,57	1,25	<0,01	5
Índice de Fenóis	0,048	0,031	<0,01	<0,01	0,01
Surfactantes (como LAS)	0,73	0,59	0,22	<0,2	0,5

Tabela 4: Resultados do ensaio de solubilização de inorgânicos e orgânicos

O fluoreto presente nas amostras possivelmente é proveniente da sucata ferrosa e das impurezas como vidros e polímeros, visto que o mineral fluorita (CaF₂) é utilizado como fundente na fabricação do aço e de ligas de ferro, e na produção de vidros opacos. Já o fluoreto de hidrogênio (HF) gasoso é amplamente empregado na produção de polímeros como o politetrafluoretileno (PTFE), comercialmente conhecido como Teflon®, material plástico com característica de ser antiaderente. Os fluoretos são constituintes normais da água, sendo que a população em geral pode ser exposta ao fluoreto pelo consumo de água potável e de alimentos, e pelo uso de produtos odontológicos que contenham fluoreto. Concentrações de fluoreto em água de consumo humano de até 2 mg/L, tem proteção comprovada contra a cárie dentária (CETESB, 2014).

Tensoativos ou surfactantes são compostos orgânicos que apresentam em sua molécula uma porção polar e outra apolar. O sabão é um tensoativo natural já os detergentes são sintéticos, sendo o sulfonato de alquilbenzeno linear (LAS) um exemplo de surfactante sintético. No caso da aplicação industrial, parte é usada como aditivo em tintas, para melhorar a

dispersão dos pigmentos ou cargas, proporcionando maior facilidade na aplicação do produto, melhorando o nivelamento e acabamento (COMPANY, 2014). Tendo em vista essa última utilização dos tensoativos, se supõe que os teores de surfactantes detectados no solubilizado dos resíduos são provenientes das tintas que revestem a sucata automobilística, de eletrodomésticos e demais. Os efeitos dos surfactantes no ambiente é a ocorrência de espumas nos rios diminuindo a penetração dos raios solares, reduzindo a solubilidade do oxigênio provocando a morte de micro-organismos, peixes e plantas aquáticas. Na saúde, esses compostos, dependendo da concentração, podem desencadear reações alérgicas nos olhos e na pele (FELIPE; DIAS, 2017).

O metal pesado que solubilizou acima do limite e que apresenta maior preocupação ambiental e a saúde é o chumbo, devido ao seu maior potencial de toxicidade se comparado aos demais metais. O chumbo metálico é empregado em indústrias químicas e de construção, como ingrediente em soldas, material de revestimento na indústria automotiva e está presente em várias ligas. Os óxidos de chumbo são usados principalmente em placas de baterias elétricas e os sais de chumbo formam a base de tintas e pigmentos (CETESB, 2012). Dessa forma, avalia-se que o chumbo presente nos três resíduos é proveniente das baterias automotivas, as quais não foram retiradas desses veículos previamente. O elemento também pode ser oriundo das sucatas que contém ligas contendo chumbo, assim como tintas e pigmentos que revestem as sucatas diversas que alimentam o processo. Comprovadamente ao ingressar no organismo humano, o chumbo é distribuído para órgãos como cérebro, rins, fígado e ossos, podendo causar danos nos sistemas neurológico, hematológico, gastrointestinal, cardiovascular, reprodutor e renal. Efeitos em longo prazo observados em adultos foram aumento da pressão sanguínea, danos renais além de efeitos neurológicos. A exposição de mulheres grávidas a altas concentrações de chumbo pode causar aborto espontâneo (CETESB, 2012).

Tendo em vista que o teor de íons dos metais e, consequentemente, seus teores solúveis são mais representativos quando se está estudando o comportamento desses elementos frente a sua mobilidade no solo, os resultados obtidos de extrato solubilizado mostram que alguns compostos podem se tornar móveis e disponíveis ao ambiente em teores com potencial de causar algum dano negativo, usando-se como referência o VMP estabelecido pela norma. O composto que traz maior risco por ter solubilizado acima do limite é o chumbo. Dessa forma, se julgou mais correto propor uma forma de minimizar os teores de metais e demais compostos, por área de aplicação, que é misturando a TCS, TSP e TPP com o solo natural.

Classificação segundo NBR 10004 dos blends

A classificação ambiental dos resíduos já foi apresentada anteriormente, só será apresentado os mesmos parâmetros já mostrados a fim de verificar os resultados obtidos com a mistura do solo natural aos resíduos. Os parâmetros avaliados para corrosividade e reatividade do resíduo se encontram na Tabela 5, como se pode visualizar nenhum deles ficou acima do VMP.

Parâmetros	Unidade	Blend Terra Correias	Blend Terra Shredder	Blend Terra Pátio	Solo Natural	VMP
Ph (Suspensão 1:1)	-	8,08	7,76	8,07	4,76	2,0-12,5
Sulfeto (como H ₂ S)	mg/kg	< 21	< 22	< 21	< 22	500
Cianeto (como HCN)	mg/kg	< 1,1	< 1,1	< 1	< 1,1	250

Tabela 5: Ensaios massa bruta para classificação dos blends

A Tabela 6 traz o comparativo de alguns parâmetros de lixiviado das amostras de blend, mostrando que nenhuma substância apresentou concentração superior ao valor máximo permitido.

Parâmetros (mg/L)	Blend Terra Correias	Blend Terra Shredder	Blend Terra Pátio	Solo Natural	VMP
Arsênio	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	1
Bário	1,1	1,38	1,47	0,166	70
Cádmio	0,0127	0,0227	< 0,001	< 0,001	0,5
Chumbo	0,013	0,012	< 0,01	< 0,01	1
Cromo	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	5
Mercúrio	< 0,000075	0,00008	0,00011	< 0,000075	0,1

Tabela 6: Resultados ensaio de lixiviação nos blends

Os resultados mostrados, indicam que as amostras de blend, assim como as dos resíduos siderúrgicos brutos, são classe II – não perigosos. Esses ensaios apoiam a confirmação que, apesar da heterogeneidade do resíduo, as análises com relação ao lixiviado não apresentam grandes alterações e mantém a classificação do resíduo quanto a sua não periculosidade.

Com relação ao ensaio de solubilizado pode-se notar na Tabela 7 que as três amostras tiveram elementos acima do VMP, as classificando como materiais não inertes. Para o blend da terra das correias solubilizou acima do estabelecido os elementos Al, Fe, e Mn. Já com relação ao blend terra do shredder solubilizou acima os elementos Al, Pb, Fe e Mn. Por último, para o blend terra do pátio solubilizou acima o Fe e o Al.

Parâmetros (mg/L)	Blend Terra Correias	Blend Terra Shredder	Blend Terra Pátio	Solo Natural	VMP*
/Alumínio	0,282	0,554	0,774	0,201	0,2
Chumbo	<0,01	0,013	<0,01	<0,01	0,01
Ferro	0,671	0,574	0,73	0,05	0,3
Manganês	0,204	0,122	0,093	0,064	0,1

Tabela 7: Resultados do ensaio de solubilização dos blends

Conforme apontado na Tabela 1, os metais alumínio, ferro e manganês que solubilizaram acima do VMP, não apresentam nenhuma limitação quanto a sua presença na massa seca dos resíduos, visto a não se ter estabelecido nenhum limite de prevenção na CONAMA 420/2009. Os limites impostos pela NBR 10004 (ABNT, 2004), para um resíduo ser considerado inerte ou não, são os mesmos limites de água potável para consumo humano, sendo que o Al, Fe e Mn fazem parte dos parâmetros do “padrão de aceitação para consumo humano” da Portaria nº 1469/2000 do Ministério da Saúde, ou seja, esses limites impostos se referem aos padrões organolépticos de consumo, visto que o ferro e o manganês podem conferir a água coloração escura e alteração no gosto, assim como o alumínio interfere em outras características sensoriais da água. Se for realizada a analogia do potencial risco que esses metais podem apresentar para o ambiente, com base em suas concentrações nas águas, a própria CETESB não traz em sua DD nº 125/2021/E limites para Fe, Al, Mn em águas subterrâneas. Dessa forma, esses três elementos estarem acima dos limites VMP e serem móveis no ambiente, nesse caso não representa, risco a saúde humana e nem ao ambiente.

O outro metal que apresentou concentração acima do VMP do solubilizado foi o chumbo, para o blend terra do shredder processada. Foi esse metal o principal motivo de se optar pela mistura dos resíduos e solo, pois havia solubilizado acima do VMP para as três amostras brutas de resíduos. Esse elemento faz parte dos parâmetros de “padrão de potabilidade para substâncias químicas que representam risco a saúde humana” da Portaria nº 1469/2000 do Ministério da Saúde, devido a todos os potenciais riscos já descritos. A CETESB em sua DD nº 125/2021/E impõe o mesmo limite de 0,01 mg/L de Pb, para águas subterrâneas. Com isso, o único metal que apresenta maior risco devido a suas características de toxicidade e mobilidade no ambiente é o chumbo na TPS. Porém, esse risco é minimizado pelo fato de não haver, próximo a mineradora de saibro licenciada como aterro da construção civil, corpo de água que sirva de abastecimento para população, e nem presença de área urbana. O que pode ocorrer é a de alteração das águas pluviais e/ou subterrâneas próximas ao empreendimento. Por isso, se julga importante a avaliação semestral das águas pluviais da região do empreendimento nos metais, assim como já dita a licença de operação (LO) vigente do aterro, para verificar que não está ocorrendo contaminação das águas superficiais devido a aplicação dos resíduos siderúrgicos no local. Caso algum parâmetro apresente algum desvio com base no estabelecido pelos órgãos ambientais locais, deve-se suspender a aplicação dos resíduos siderúrgicos imediatamente, até que a causa do desvio seja encontrada.

Com os resultados obtidos até aqui, verifica-se que a aplicação dos resíduos siderúrgicos na área da mineradora de saibro licenciada como aterro da construção civil é viável ambientalmente com as ressalvas de, se minimizar a concentração dos elementos metálicos por área de aplicação com a mistura com solo natural nas proporções de 50:50 em volume (podendo ser também em peso). Além de se recomendar as análises semestrais das águas pluviais, sugere-se na próxima renovação da licença de operação do aterro de resíduos da construção civil classe A da área estudada, se incluir a destinação dos resíduos terra das correias do shredder, terra processada do shredder e terra processada do pátio de sucatas, a fim dessa aplicação estar devidamente registrada e licenciada.

A fim de apoiar a inclusão dos três resíduos siderúrgicos na próxima licença de operação do empreendimento da cidade de Guaíba, se traz na Tabela 8 os resultados comparativos baseados nos teores de metais do extrato solubilizado de três RCC's diferentes, que são enquadrados como classe A, mostrando que dois dos três resíduos analisados são considerados não inertes, assim como os resíduos siderúrgicos. Assim, se faz incoerente regulamentar apenas a aplicação de resíduos inertes em células de aterro da construção civil, visto que nem parte dos RCC's classe A e nem solo natural é considerado um material inerte, de acordo com o Anexo G da NBR 10004 (ABNT, 2004).

Parâmetros (mg/L)	Blend Terra Correias	Blend Terra Shredder	Blend Terra Pátio	RCC Concreto	RCC Tijolo	RCC Piso	VMP*
Alumínio	0,282	0,554	0,774	2,51	0,424	0,085	0,2
Chumbo	<0,01	0,013	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01
Cromo	<0,01	<0,01	<0,01	0,0508	<0,01	<0,01	0,05
Ferro	0,671	0,574	0,73	0,291	0,308	0,177	0,3
Fluoreto	1,14	1,24	0,57	0,7	0,16	0,99	1,5
Manganês	0,204	0,122	0,093	<0,01	0,022	<0,01	0,1

Tabela 8 - Resultados comparativos do ensaio de solubilização com RCC's

O resíduo de concreto apresentou teores de alumínio e cromo solubilizado acima do VMP, sendo que ambos os elementos fazem parte da composição do cimento, o alumínio se faz presente na argila que é uma das matérias primas da produção do cimento e o cromo é composto residual proveniente das bolas de aço-cromo do moinho onde o clínquer é triturado, e dos tijolos refratários que revestem os fornos de clínquerização. Já o resíduo de tijolo de alvenaria apresentou alumínio e ferro acima do VMP que é oriundo natural da matéria prima principal do processo de fabricação que é a argila. O piso cerâmico foi o único material considerado inerte segundo as análises de solubilizado.

Comentários finais

A partir dos resultados obtidos, se pode concluir que é possível ambientalmente aplicar os resíduos terra das correias do shredder, terra do shredder processada e terra do pátio processada, como cobertura intermediária e final em uma mineradora de saibro licenciada como aterro de resíduos da construção civil classe A, auxiliando a recuperar as cavas que foram degradadas pela extração de saibro. Porém, os materiais devem ser misturados com o solo natural da região, e deve ser realizado monitoramentos semestrais de análises físico-químicas das águas pluviais do empreendimento, que já são exigidos na atual LO do empreendimento.

O fator decisivo para formação dos blends, foi o chumbo ter solubilizado acima do VMP (0,01 mg/L) para as três amostras brutas dos resíduos siderúrgicos, visto que a forma solúvel dos elementos os torna mais móvel no ambiente. Os teores de chumbo foram 0,0177 mg/L para a TC, 0,368 para a TPS e 0,057 para a TPP,

Os elementos alumínio e ferro solubilizaram acima do VMP para todas as misturas, o manganês para as amostras de blend da TCS e TPS, mas conforme já discutido esses elementos se encontram disponíveis na natureza, sendo constituintes comuns de solos e/ou rochas, e não representam risco ambiental e nem de toxicidade. Já com relação ao elemento chumbo ele solubilizou acima do VMP apenas para o blend da TPS (0,013 mg/L), porém o teor foi bem inferior ao da amostra bruta (28 vezes menor), tendo um desvio com relação ao limite máximo permitido de 30%. O ideal seria, para essa mistura, o chumbo ter ficado abaixo do VMP assim como para demais amostras, porém vale lembrar que os limites estabelecidos no Anexo G da NBR 1004 (ABNT, 2004) foram baseados nos parâmetros de potabilidade de água para consumo, e o ensaio estipulado pela NBR 10006 (ABNT, 2004), é uma situação extrema, onde o material é submerso em água, agitado, e depois fica sete dias em contato com ela, o que foge de uma situação real. Outro ponto é que a mineradora de saibro é distante de áreas urbanas e não há corpos d'água próximos. Por isso, não se acha coerente limitar o uso da TPS em uma aplicação que auxilia a recuperação de uma área degradada, e que ainda ajuda a preservar recursos naturais minimizando a degradação de outras áreas pela extração de compostos comumente usados para essa finalidade, como por exemplo, uso de argila.

O ponto de atenção que fica quanto a utilização dos resíduos é com relação a suas características físico-mecânicas e geotécnicas. Para as camadas de cobertura intermediária e final de aterros da construção civil classe A não há limite mínimo estabelecido para coeficiente de permeabilidade, porém se faz importante conhecer as características geotécnicas desses materiais a fim de verificar os riscos físicos atrelados a utilização desses materiais na composição dos taludes formados na cobertura final (deformações das células, percolação de altos volumes de águas das chuvas etc.).

Referências Bibliográficas

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CERÂMICA (ABCERAM). Matérias primas naturais. São Paulo: ABCERAM, c2022.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). ABNT NBR 10004: Resíduos sólidos: classificação. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). ABNT NBR 10007: Amostragem de resíduos sólidos. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). ABNT NBR 1006: Procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). ABNT NBR 15113: Resíduos sólidos da construção civil e resíduos inertes – Aterros – Diretrizes para projeto, implantação e operação.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). ABNT NBR 15849: Resíduos sólidos urbanos – Aterros sanitários de pequeno porte – Diretrizes para localização, projeto, implantação operação e encerramento. Rio de Janeiro: ABNT, 2010.

BATISTA, Daniella Cristina. Classificação e caracterização dos resíduos do beneficiamento da sucata de ferro e aço utilizada no processo siderúrgico para identificação da viabilidade de aplicações. 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia). Programa de Pós-graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo. Brasil, São Carlos, 2014.

BRASIL. Lei nº 12.305 de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, DF: Presidência da República, 2010.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 1.469/2000, de 29 de dezembro de 2000. Aprova o controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília, DF: Ministério da Saúde, 2001.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Chumbo e seus compostos. São Paulo, SP: Divisão de Toxicologia Humana e Saúde Ambiental, 2012.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Decisão de diretoria nº 125/2021/e, de 09 de dezembro de 2021. Dispõe sobre a aprovação da atualização da lista de valores orientadores para solo e água subterrânea. São Paulo, SP: CETESB, 2021.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Ficha de informação toxicológica – Flúor e fluoretos. São Paulo, SP: Divisão de Toxicologia Humana e Saúde Ambiental, 2014.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Manganês. São Paulo, SP: Divisão de Toxicologia Humana e Saúde Ambiental, 2012.

COMPANY, Bain &. Relatório 4 -Tensoativos. In: Potencial de diversificação da indústria química brasileira. Rio de Janeiro: Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (BNDES), 2014.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Brasília, DF: CONAMA, 2009.

FELIPE, Lorena de Oliveira; DIAS, Sandra de Cássia. Surfactantes sintéticos e biossurfactantes: vantagens e desvantagens. Química e Sociedade: São Paulo, v. 39, n. 3, p. 228-236, ago. 2017.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUIS ROESSLER (FEPAM). Portaria nº 85, de 2014. Dispõe sobre o estabelecimento de Valores de Referência de Qualidade (VRQ) dos solos para 09 (nove) elementos químicos naturalmente presentes nas diferentes províncias geomorfológicas/geológicas do Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, RS: FEPAM, 2014.

INSTITUTO AÇO BRASIL (IABR). Relatório de Sustentabilidade 2014, Rio de Janeiro, p. 1-90, 2014. Anual.

INSTITUTO AÇO BRASIL (IABR). Relatório de Sustentabilidade 2020, Rio de Janeiro, 2020. Anual.

JOHN, Alexandre Liborio. Melhorias no Desempenho dos Injetores Supersônicos em Operação em um Forno Elétrico a Arco. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia). Programa de Pós-graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Brasil, Porto Alegre, 2009. Documento em PDF.

LOIOLA, Stéfano Magalhães; THESING, Leandro Antônio. Metais usados na indústria automobilística para redução do peso. In: 10° SALÃO INTERNACIONAL DE ENSINO, PESQUISA E EXTENSÃO (SIEPE), 2018, Santana do Livramento. Anais eletrônicos [...]. Santana do Livramento: Universidade Federal do Pampa, 2018.

NORTH CAROLINA. Department of Environmental Quality (DEQ). Document Number 1320315. Approved alternative daily cover materials for use at sanitary landfills. North Carolina: DEQ, 2019.

REIS, Marcelle Dias dos. Caracterização da terra do shredder e viabilidade na incorporação no processamento de cimenteiras. 2018. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Química) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2018. Documento em PDF.

TAVARES, Sílvio Roberto de Lucena. Remediação de solos e águas contaminadas por metais pesados: conceitos básicos e fundamentos. 1. ed. Rio de Janeiro: Clube de Autores, 2013. Documento em PDF.

VIEIRA, Kristian Sales. Propriedades Geomecânicas de um Solo Compactado com Vermiculita para fins de Cobertura em Aterros de Resíduos. 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Programa Interunidades, Universidade Estadual Paulista. Brasil, Guaratinguetá, 2013. Documento em PDF.

UTILIZAÇÃO DE RESÍDUOS PLÁSTICOS NA COMPOSIÇÃO DE REVESTIMENTO ASFÁLTICO

1 Milena dos Santos Monge, 2 Edvaldo José Scoton, 3 Simone Andréa Furegatti

1Centro Universitário Sagrado Coração-UNISAGRADO, e-mail: milenamonge123@gmail.com; 2Centro Universitário Sagrado Coração-UNISAGRADO, e-mail: edvaldo.scoton@unisagrado.edu.br; 3Faculdade de Engenharia-UNESP-Campus Bauru, e-mail: simone.furegatti@unesp.br

Palavras-chave: Resíduos plásticos; PEAD; Revestimento asfáltico

Resumo

O presente projeto analisou a possibilidade de implementação, no revestimento asfáltico CAP 30/45, dos resíduos plásticos de garrafas de PET e embalagens de PEAD (como sacolinhas). Visando reutilizar os plásticos, retirando-os do meio ambiente, além de diminuir a quantidade de betume usada, tornando, como consequência, as estradas de asfalto mais resistentes e com maior durabilidade, permitindo assim um menor número de manutenções e maior conforto de rolamento aos motoristas, e ainda, fazendo a destinação sustentável dos resíduos sólidos. Para isso foram feitos corpos de prova sem e com a adição desses resíduos em diferentes proporções, submetendo-os à dois testes: teste de volume de vazios e teste de resistência a compressão. A partir dos resultados foram realizadas análises e comparações, é possível concluir que os corpos de prova com adição de PEAD aguentam mais carga antes da ruptura que os corpos de prova com adição de PET e os corpos de prova sem adição de polímeros, tendo um maior destaque para os corpos de prova com adição de 4% de PEAD, que apresenta um índice de vazios superior ao do asfalto convencional, permitindo uma maior entrada de água no pavimento, que se for trabalhado como uma camada porosa de atrito (CPA) tem grande potencial de ajudar também com a atual problemática das enchentes, além do destino sustentável dos resíduos plásticos.

Introdução

Esta pesquisa aborda sobre o que é a pavimentação asfáltica e como é feita, de forma mais específica sobre o CBUQ, já que como citado por Bernucci et al (2010, pg. 158) um dos tipos de revestimento asfáltico mais empregado no Brasil é o CA (Concreto Asfáltico) também chamado de mistura asfáltica a quente CBUQ (Concreto Betuminoso Usinado a Quente), que é uma mistura de agregados de vários tamanhos com cimento asfáltico, pode ser usado como revestimento de pavimentos de qualquer volume de tráfego, desde muito baixo até muito elevado.

Mostrando a atual situação do revestimento Rodoviário Brasileiro, que apresenta diversos problemas como ressaltado a seguir: “As estradas no Brasil estão de tal modo que não são capazes de atender as necessidades do transporte de carga nacional, além do fato de a maioria dos pavimentos serem de baixo conforto de rolamento”. (BERNUCCI et al. 2010, p.20). E conceituando suas as principais patologias, como justificativa de que são necessárias mudanças em sua composição através de aditivos, em especial a adição de plásticos.

Para melhor entendimento do assunto foi feito um estudo sobre os asfaltos modificados com polímeros, pois como explicado a seguir: “Nem todos os polímeros são passíveis de serem adicionados ao CAP e nem todo CAP quando modificado por polímeros apresenta estabilidade à estocagem”. (BERNUCCI et al. 2010, p 63.).

Como os materiais incrementados ao ligante betuminoso foram o PET e o PEAD reciclados, foi feito um estudo sobre plásticos e reciclagem, ressaltando a importância da reutilização desses materiais frente aos grandes problemas gerados pelo descarte indevido dos mesmos, principalmente aqui no Brasil como mostrado pela ONG WORLD WIDE FUND FOR NATURE (2019), em pesquisas onde relata que aqui no país cerca de 7,7 milhões de toneladas de material plástico são descartados por ano, ficando parados em aterros sanitários sem nenhum processo de reciclagem para seu reaproveitamento e 2,4 milhões de toneladas vão para lixões à céu aberto.

O objetivo geral do trabalho foi verificar a viabilidade da adição de resíduos plásticos do tipo PET ((Poli)tereftalato de etileno) e PEAD (Polietileno de alta densidade) no revestimento asfáltico CAP 35/40 de vias urbanas e rodovias, tornando-o mais resistente e durável.

Justifica-se este estudo pelo fato das estradas no Brasil e em vários outros lugares no mundo apresentarem diversas patologias, ligadas a uma resistência não tão elevada do seu revestimento asfáltico, causando desconforto aos motoristas, problemas nos veículos e até acidentes, “A cada 100 quilômetros de rodovia pavimentada no Brasil, 59 têm problemas no seu estado de conservação” (MAZA, L.; ROSSI, A.; BUONO, R. 2019, grifo do autor), e este quadro pode ser alterado se for acrescentado, na composição do ligante, termoplásticos capazes de aumentar a resistência e a sua durabilidade.

Esses termoplásticos estão, atualmente, em sua maioria, descartados indevidamente em aterros, lixões e nos oceanos. “pode ainda, haver um aumento da quantidade de plástico que é incinerado, despejado em local aberto ou em 2.2. aterros sanitários, enquanto os países que tiverem esses resíduos não desenvolverem estrutura suficiente para lidar com esse plástico.” (FABIO, A.C. 2017). Através de um processo de reciclagem podem ser utilizados juntamente com o ligante betuminoso do CBUQ, demonstrando a extrema importância da reintrodução dos resíduos plásticos nos processos produtivos, como por exemplo, nas estradas de asfalto.

Materiais e métodos

Para responder à questão problema do estudo: “é possível tornar o revestimento asfáltico mais resistente utilizando em sua composição: resíduos de polietileno de alta densidade (PEAD), como sacolinhas e embalagens de politeraftalato de etileno (PET)?” foram utilizadas três metodologias.

A revisão de literatura visando entender melhor os conceitos para que o experimento seja realizado de forma adequada, o método experimental, no qual serão feitos os testes com os corpos de prova e o método comparativo, em que serão analisados os resultados para encontrar o corpo de prova que apresentou melhores resultados.

O primeiro passo metodológico realizado consistiu-se na revisão de literatura, abordando os seguintes temas:

- Pavimentação Asfáltica: o que é; quais são suas camadas; tipos de ligantes asfálticos; o que é o CAP e qual a sua composição química, ensaios que devem ser realizados e as especificações brasileiras para sua denominação; o que é o CBUQ e quais os materiais empregados na sua composição, e quais são os tipos usuais de misturas a quente.
- Malha rodoviária Brasileira: como está a situação das rodovias brasileiras, quais são seus principais defeitos, e as consequências que uma via não conservada causa no meio ambiente.
- Asfalto Modificado com polímero (AMP): O que são AMPs, porque são mais vantajosos, o que são polímeros e como são classificados
- Plástico e Reciclagem: o que é plástico, como é sua fabricação, quais são os principais tipos, porque são tão usados, como está a reciclagem desse polímero no Brasil e como é o processo de reciclagem, mais detalhes sobre o PET e o PEAD.

Os materiais empregados no estudo foram:

- CAP 30/45
- Brita 1
- Brita 0
- Pó de Pedra
- PET em borra
- PEAD triturado
- Desmoldante

Conforme ilustrado nas Figuras de 01 a 07



Figura 01: CAP 30/4



Figura 02: Brita 1



Figura 03: Brita 0



Figura 04: Pó de Pedra



Figura 05: PET em borra.



Figura 06: PEAD triturado.



Figura 07: Desmoldante

Já os equipamentos (Figuras 8 a 11) utilizados foram:

- Balança;
- Estufa;
- Prensa hidráulica;
- Prensa eletrohidráulica (utilizada no lugar da máquina universal de teste, que estava quebrada no laboratório).

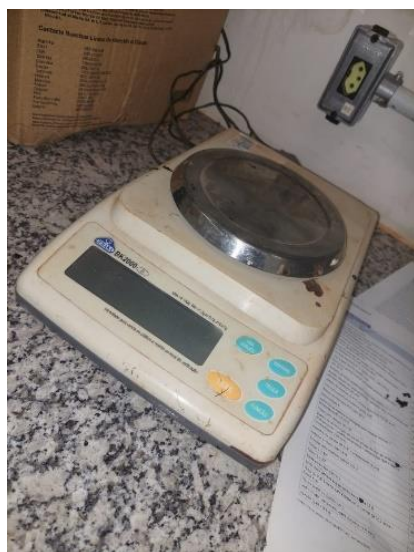


Figura 08: Balança.



Figura 09: Estufa



Figura 10: Prensa hidráulica.



Figura 11: Prensa eletrohidráulica digital

O método experimental foi dividido em duas partes: na primeira foi feito o preparo dos corpos de prova e na segunda foram realizados os seguintes testes: cálculo do volume de vazios; e ensaio mecânico para definir a carga de resistência a compressão de cada um dos corpos. A execução dos corpos de prova foi feita seguindo as instruções da NORMA DNIT 178/2018 – PRO.

O teor de CAP utilizado foi de 4,5% para os corpos de prova sem adição de polímeros e de 4% para corpos de prova com adição, visando diminuir o consumo de cimento asfáltico e estimular o uso de materiais plásticos reciclados.

Foram estudadas as seguintes variações, sendo que para cada variação foram feitos 3 corpos de prova:

- C1 – Sem adição de polímeros
- C2 – Com adição de 4% de PET
- C3 – Com adição de 5% de PET
- C4 – Com adição de 6% de PET
- C5 – Com adição de 4% de PEAD
- C6 – Com adição de 5% de PEAD
- C7 – Com adição de 6% de PEAD

Conforme BERNUCCI et al, 2010, p.289, os corpos de prova serão: “corpo-de-prova cilíndrico regular, denominado corpo-de-prova Marshall, de 100mm de diâmetro e 63,5mm de altura.” E seguindo outras pesquisas já realizadas o corpo de prova terá peso de 1200 g, como verifica-se na Figura 12.



Figura 12: Corpos de prova utilizados no experimento. Fonte: Elaborada pelos autores.

A seguir os corpos de prova passaram pela realização dos testes. O primeiro teste que foi realizado é o cálculo do volume de vazios, que foi executado de acordo com o seguinte passo a passo:

Anote o peso final de cada corpo de prova, expresso em gramas.

- Coloque as amostras em um recipiente com água, de modo que fiquem completamente submersas, depois pese esse CP novamente.
- Com a fórmula expressa na Equação 1 abaixo, faça o cálculo do volume de vazios para cada amostra.
- Equação 1: Volume de Vazios, $V_v = ((C_{ps} - C_p) \cdot 100) / C_p$

Na qual:

V_v : Volume de vazios

C_{ps} : massa do corpo de prova submerso

C_p : massa do corpo de prova

O segundo teste realizado foi um ensaio mecânico que utilizaria a máquina universal de testes, visando obter: a carga máxima, a força de rendimento, a resistência a tração e a compressão dos corpos de prova. Entretanto, como só possuímos uma prensa eletrohidráulica digital tivemos apenas os dados de resistência a compressão dos corpos de prova.

Pelo método comparativo, cada um dos 7 tipos de corpos de prova testado, de acordo com os valores obtidos no método experimental e com base nos conhecimentos adquiridos com a revisão da literatura, tiveram seus resultados comparados para escolher aquele que apresentou um melhor desempenho nos testes executados e que mostrou um maior custo-benefício para sua execução.

Resultados

Os resultados foram divididos em três etapas, sendo a primeira responsável por trazer os valores de cada material utilizado na composição dos corpos de prova, expresso em gramas; a segunda contém os valores obtidos com o teste de volume de vazio; e a terceira traz qual a carga de ruptura de cada corpo de prova submetido ao teste de compressão.

a) Composição real dos corpos de prova - Após fazer os 21 corpos de prova, obtivemos as seguintes composições expressas nas Tabelas de 1 a 7.

CORPO DE PROVA TIPO C1				
CORPO DE PROVA	QNTD. CAP	QNTD. BRITA 1	QNTD. BRITA 0	QNTD. PÓ DE PEDRA
A	55	114,54	481,64	550,13
B	56	114,65	481,54	550,15
C	54,5	114,53	481,23	550,09

Tabela 01: Composição do corpo de prova tipo C1. Fonte: Elaborada pelos autores.

CORPO DE PROVA TIPO C2					
CORPO DE PROVA	QNTD. CAP	QNTD. BRITA 1	QNTD. BRITA 0	QNTD. PÓ DE PEDRA	QNTD. PET EM BORRA
A	49	115,6	484	554,97	48,03
B	48,5	115,11	484,72	550,73	48,27
C	49	115,23	484,93	550,77	48,16

Tabela 02: Composição do corpo de prova tipo C2. Fonte: Elaborada pelos autores.

CORPO DE PROVA TIPO C3					
CORPO DE PROVA	QNTD. CAP	QNTD. BRITA 1	QNTD. BRITA 0	QNTD. PÓ DE PEDRA	QNTD. PET EM BORRA
A	49	115,05	484,87	549,86	60,18
B	49,5	115,24	484,9	550,14	60,11
C	48	115,18	484,77	550,17	60,08

Tabela 03: Composição do corpo de prova tipo C3. Fonte: Elaborada pelos autores.

CORPO DE PROVA TIPO C4					
CORPO DE PROVA	QNTD. CAP	QNTD. BRITA 1	QNTD. BRITA 0	QNTD. PÓ DE PEDRA	QNTD. PET EM BORRA
A	49	115,2	481,9	550,13	71,99
B	48	115,15	481,59	550,13	72,18
C	48,5	115,44	481,82	550,13	72,13

Tabela 04: Composição do corpo de prova tipo C4. Fonte: Elaborada pelos autores.

CORPO DE PROVA TIPO C5					
CORPO DE PROVA	QNTD. CAP	QNTD. BRITA 1	QNTD. BRITA 0	QNTD. PÓ DE PEDRA	QNTD. PEAD TRITURADO
A	50	114,3	481,32	550,13	48,14
B	48	114,77	481,04	550,12	48,03
C	48,5	114,9	480,78	550,15	48,2

Tabela 05: Composição do corpo de prova tipo C5. Fonte: Elaborada pelos autores.

CORPO DE PROVA TIPO C6					
CORPO DE PROVA	QNTD. CAP	QNTD. BRITA 1	QNTD. BRITA 0	QNTD. PÓ DE PEDRA	QNTD. PEAD TRITURADO
A	49	114,48	481,56	550,11	60,25
B	50	114,18	481,5	550,14	60,08
C	49	114,67	481,68	550,13	60,15

Tabela 06: Composição do corpo de prova tipo C6. Fonte: Elaborada pelos autores.

CORPO DE PROVA TIPO C7					
CORPO DE PROVA	QNTD. CAP	QNTD. BRITA 1	QNTD. BRITA 0	QNTD. PÓ DE PEDRA	QNTD. PEAD TRITURADO
A	51	114,58	481,3	550,2	72,05
B	48	114,57	481,42	550,16	72,4
C	48,5	114,99	481,42	550,14	72,03

Tabela 07: Composição do corpo de prova tipo C7. Fonte: Elaborada pelos autores.

b) Teste de volume de vazios - Com os corpos de prova, foi dado início aos testes, começando pelo teste de volume de vazios, conforme a metodologia já apresentada. Para isso pesamos cada corpo de prova antes e depois de serem colocados em um recipiente com água, com esses dados, utilizando a fórmula do volume de vazios, foi possível obter os seguintes resultados (Tabela 8):

TESTE VOLUME DE VAZIOS			
CORPO DE PROVA	MASSA SECA	MASSA ÚMIDA	VOLUME DE VAZIOS
1A	1154,66	1205,22	4,379
1B	1188,25	1238,33	4,215
1C	1228,8	1283,85	4,480
2A	1133,92	1197,61	5,617
2B	1227,32	1322,83	7,782
2C	1200,03	1284,8	7,064
3A	1161,15	1239,28	6,729
3B	1147,68	1226,91	6,903
3C	1239,63	1318,09	6,329
4A	1254,64	1327,74	5,826
4B	1213,71	1365,12	12,475
4C	1226,97	1300,07	5,958
5A	1226,73	1296,28	5,670
5B	1208,43	1262,92	4,509
5C	1220,29	1287,51	5,509
6A	1201,17	1275,89	6,221
6B	1234,06	1311,64	6,287
6C	1265,38	1355,05	7,086
7A	1224,63	1270,72	3,764
7B	1232,62	1313,48	6,560
7C	1262,54	1342,45	6,329

Tabela 8: Volume de vazios dos corpos de prova. Fonte: Elaborada pelos autores.

Fazendo uma média aritmética com os resultados da Tabela 8, temos um valor médio que representa o volume de vazios de cada um dos 7 tipos de corpos de prova, apresentado na Tabela 9.

TESTE VOLUME DE VAZIOS	
CORPO DE PROVA	VOLUME DE VAZIOS
1	4,358
2	6,821
3	6,654
4	8,086
5	5,229
6	6,531
7	5,551

Tabela 9: teste de volume de vazios. Fonte: elaborada pelos autores

De acordo com a Tabela 9 é possível concluir que o CP com maior volume de vazios é o tipo 4 com adição de 6% de PET, chegando a 8,086, já o que apresentou o menor índice foi o tipo 1 que não apresenta nenhuma adição de polímeros, tendo o valor de 4,358.

c) Teste de resistência a compressão - após os testes finalizados, os corpos de prova foram deixados dois dias para secar em temperatura ambiente, foi dado início então ao teste de compressão utilizando a prensa hidráulica digital, obtendo os dados expostos na Tabela 10.

TESTE DE COMPRESSÃO		
CORPO DE PROVA	CARGA DE RUPTURA (KN)	CARGA DE RUPTURA (MPA)
1A	647,398	36,635
1B	854,293	48,343
1C	471,745	26,695
2A	613,14	34,694
2B	606,814	34,339
2C	463,101	26,206
3A	627,471	35,508
3B	647,127	36,62
3C	683,196	38,661
4A	634,825	35,924
4B	491,275	27,8
4C	552,053	31,24
5A	698,77	39,542
5B	734,703	41,576
5C	702,988	39,781
6A	609,004	34,463
6B	707,882	40,058
6C	606,489	34,32
7A	1010,571	57,187
7B	532,847	30,153
7C	513,263	29,045

Tabela 10: Teste de compressão. Fonte: Elaborada pelos autores.

Fazendo uma média aritmética com os resultados da tabela 10, temos um valor médio que representa a carga máxima suportada por cada um dos 7 tipos de corpos de prova, apresentado na tabela 11.

TESTE DE COMPRESSÃO		
CORPO DE PROVA	CARGA DE RUPTURA (KN)	CARGA DE RUPTURA (MPA)
1	657,812	37,224
2	561,018	31,746
3	652,598	36,930
4	559,384	31,655
5	712,154	40,300
6	641,125	36,280
7	685,560	38,795

Tabela 11: carga máxima de cada corpo de prova. Fonte: elaborada pelos autores.

A partir da análise da tabela 11 é possível concluir que o corpo de prova que suportou a maior carga de ruptura durante o teste de compressão foi o tipo 5, que apresenta 4% de adição de PEAD, com 712,154 KN, já o corpo de prova que suportou a menor carga foi do tipo 2, que contém adição de 4% de PET, com um valor de 561,018 KN.

Considerações Finais

A partir dos resultados anteriormente apresentados é possível concluir que os corpos de prova com adição de PEAD aguentam mais carga antes da ruptura que os corpos de prova com adição de PET e os corpos de prova sem adição de polímeros, tendo um maior destaque para os corpos de prova com adição de 4% de PEAD, apresentando ainda um índice de vazios superior ao do asfalto convencional, permitindo uma maior entrada de água no pavimento, que se for trabalhado como uma camada porosa de atrito (CPA) tem grande potencial de ajudar com a atual problemática das enchentes.

Verificamos então que a reciclagem e o reaproveitamento deste polímero, e sua incorporação no revestimento asfáltico é extremamente benéfico e realmente traz melhorias significativas para a resistência do pavimento, podendo prolongar sua vida útil e diminuir o número necessário de manutenções.

Agradecimentos

Agradecemos ao Centro Universitário Sagrado Coração – Unisagrado, pelo apoio ao projeto, principalmente na utilização das instalações e equipamentos do Laboratório de Engenharia Civil.

Referências bibliográficas

BERNUCCI, L. B. *et al.*, 2010. **Pavimentação asfáltica**: formação básica para engenheiros. 3º Reimpressão. 2010. Rio de Janeiro: ABEDA; PETROBRAS.

BOLSONI, Bruna Drago, 2019. **Avaliação da viabilidade da inserção de politereftalato de etileno (pet) em misturas asfálticas**. 2019, 21 f. Trabalho de Conclusão de Curso - Centro Universitário Sagrado Coração, Bauru.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE INFRAESTRUTURA DE TRANSPORTES. **NORMA DNIT 178/2018 – PRO**. Rio de Janeiro, 2018, 19 p.

DINIT, **Manual de Pavimentação**. 2006. Publicação IPR-719. Disponível em: <http://www1.dnit.gov.br/arquivos_internet/ipr/ipr_new/manuais/Manual_de_Pavimentacao_Versao_Final.pdf> Acesso em: 22 set. 2020.

DINIT, **NORMA DNIT 031/2006 – ES**: Pavimentos flexíveis - Concreto Asfáltico – Especificação de serviço. 2006. Disponível em: <http://ipr.dnit.gov.br/normas-e-manuais/normas/especificacao-de-servicos-es/dnit031_2006_es.pdf> Acesso em: 27 set. 2020.

FÁBIO, A.C. , 2017. **Por que a capacidade de produção de plástico barato está aumentando**. Nexa Jornal, São Paulo, 26 dez. 2017

JÚNIOR, S. V. C. , 2002. **Ciência dos Polímeros**: Um texto básico para tecnólogos e engenheiros. 3º ed. 2013. São Paulo: ARTLIBER Editora.

MAZA, L.; ROSSI, A.; BUONO, R., 2019. **Tem um buraco no meio do caminho**. Jornal Folha de São Paulo, Piauí, 22 out. 2019.

PIATTI, T.M.; RODRIGUES, R.A.F, 2005 **Plásticos**: características, usos, produção e impactos ambientais. 2005. Editora EDUFAL, Maceió, Alagoas. Disponível em: <http://www.usinaciencia.ufal.br/multimedia/livros-digitais-cadernos-tematicos/Plasticos_caracteristicas_usos_producao_e_impactos_ambientais.pdf> Acesso em: 13 out. 2020.

RASHID, S, 2018. **Em dia mundial dos oceanos, ONU elimina uso de plástico descartável em mais de 30 agências**. ONU News, 8 jun. 2018.

WORLD WIDE FUND FOR NATURE. **Brasil é o 4º país do mundo que mais gera lixo plástico**. 4 mar. 2019. Disponível em: <<https://www.wwf.org.br/?70222/Brasil-e-o-4-pais-do-mundo-que-mais-gera-lixo-plastico>> Acesso em: 20 fev. 2020.

VIABILIDADE DO USO DE AREIA DE PRAIA EM ARGAMASSA DE ASSENTAMENTO

1Elizabeth Yukiko Nakanishi Bavastri, 2Jessica Zagui, 3Maitê Carlim Moura

123Universidade Federal do Paraná, 1e-mail: elizabete.nakanishi@ufpr.br; 2e-mail: jessicazagui@hotmail.com, 3e-mail: maite.carlim@ufpr.br

Palavras-chave: Areia da praia; água marinha; Argamassa de assentamento

Resumo

O escopo principal é analisar a viabilidade na utilização de areia da praia (Pontal do Paraná) em argamassas de assentamento no levantamento de alvenaria, uma vez que este sedimento é encontrado em abundância em áreas litorâneas como no litoral paranaense, tendo como foco o município de Pontal do Paraná (Paraná) e, pela possibilidade em utilizar a areia de dragagem de manutenção do Porto de Paranaguá. Assim, foram coletadas amostras das areias da praia e água marinha em diferentes pontos dos balneários da região, realizados os ensaios de caracterização das areias: granulometria, massa unitária e massa específica, e ainda a moldagem de 07 (sete) de traços diferentes de argamassas realizando os ensaios de consistência, permeabilidade pelo método do cachimbo e absorção de água inicial. Ao final, verificou-se que as areias estudadas possuem granulometria fina com elevada porcentagem de grãos que ficaram retidos na peneira de malha 0,15mm, com característica na curva granulométrica de grãos descontínuos, além disso nos ensaios de permeabilidade e absorção de água utilizando-se argamassa com areia da resultaram em maiores porcentagens de penetração da água quando comparada com a argamassa usando areia natural adquirida no comércio local.

Introdução

O presente estudo objetiva-se na viabilidade de utilização da areia de praia no preparo de argamassas de assentamento na execução de alvenaria, dado que as areias naturais de rios, cava e de britagem de rochas naturais estão se tornando rapidamente como matéria prima finita, devido a elevada utilização desse material na construção civil. Portanto, faz-se necessário buscar alternativas para substituir a areia natural tradicionalmente utilizadas na confecção de argamassas e concretos.

A areia de praia mesmo contendo sais solúveis já vem sendo utilizada em concretos e argamassas com resultados bastantes satisfatórios quando comparados com os insumos convencionais, ditos como traços de referências (Ferreira et al, 2019; Cavalcanti & Freire, 2007; Silva et al, 2018; Cardoso et al, 202; Huwae et al, 2017).

Segundo Camargo (2017) as areias para argamassas diferem na composição granulométrica conforme a natureza da sua extração, este fator influencia diretamente no surgimento de fissuras e nas propriedades de permeabilidade, rugosidade e aderência, quando no estado endurecido. Além disso, a permeabilidade e a compacidade também estão diretamente ligadas à granulometria do agregado miúdo utilizado na confecção de argamassas de assentamento e de revestimento, pois podem diminuir o volume de vazios contido na pasta (Pinto et. al, 2006 apud Fontes, 2013).

Para a confecção de argamassas o agregado miúdo com diferentes granulometrias é o mais utilizado e segundo Isaia (2011), pode-se definir como um agregado natural, geologicamente como um sedimento de grãos, em geral quartzosos, com diâmetro limite não ultrapassando 2mm. Para a areia ser considerada material de construção, seus grãos têm de ser formados de materiais consistentes, não necessariamente quartzosos. Prudêncio Jr., Oliveira e Bedin (2003) ressalta que este material diminui a necessidade de elevada quantidade de aglomerante que poderia elevar o custo da obra e acarretar patologias provocadas pelo excesso de cimento.

Na tentativa de se buscar novas alternativas para o consumo de agregado para a construção civil, depara-se com a areia presente nas praias, presente de forma mais abundante do que qualquer outro tipo de areia. Por possuir baixo custo, combinada com quantidade reduzida de argila e vantagem de armazenamento, este material é utilizado na Alemanha para produção de concreto, Limeira (2012). Esse material pode ser utilizado como um substituto à areia natural encontrada em rios e em cavas, embora possua característica particular: a presença de salinidade e de matéria orgânica que pode influenciar na resistência e em outras propriedades, como grãos de mesma dimensão, maior quantidade de água de amassamento e elevada finura dos grãos, entre outras.

Além disso, conforme Limeira (2012) a areia com presença de sulfatos e cloretos pode influenciar na durabilidade de materiais cimentícios, porém não afeta a trabalhabilidade da pasta. Ainda, a mistura utilizando-se a areia da praia possui melhor ligação entre pasta e agregado, dificultando a penetração de íons de cloreto que provocam a corrosão localizada.

Dessa forma, é interessante realizar verificação detalhada das características dos insumos de argamassas que são normalmente utilizadas para revestimento e assentamento de alvenarias, como a composição granulométrica que, evidentemente, varia conforme o local de extração, densidade específica e unitária, inchamento, absorção entre outras. Assim, através de análises dos resultados laboratoriais é possível averiguar as características de areias e assim, corroborar na determinação das propriedades de argamassas no estado fresco e endurecido para as mais diversas aplicações na construção civil.

Material e Método

Para a produção da argamassa de assentamento foi utilizado o traço 1:3 (cimento e areia) utilizando-se areia natural e areia da praia (lavada e não lavada), como indicados na Tabela 1. O cimento usado foi o cimento Portland CII Z 32, devido a facilidade de encontrar no comércio local, areia natural vendida em loja de material de construção em Pontal do Paraná, areia da praia do balneário de Pontal do Paraná. Já as areias da praia foram coletadas ao longo da praia de Pontal do Paraná em 05 (cinco) locais, como indicado na Figura 1.

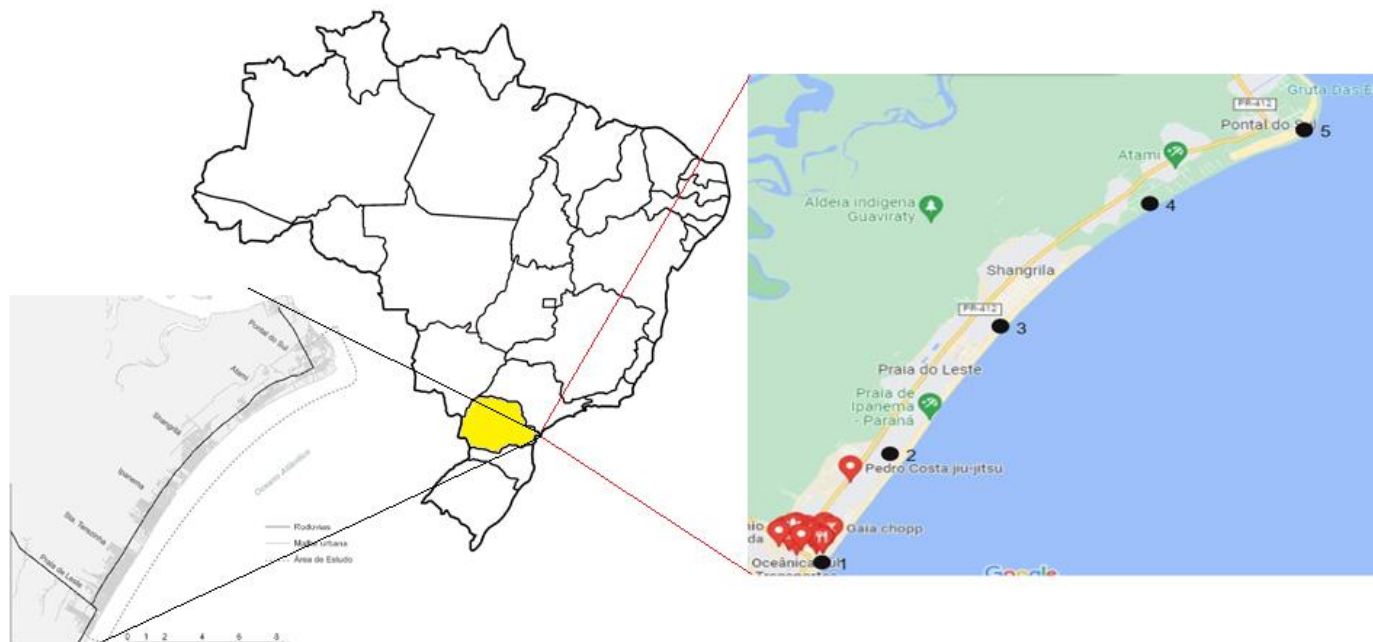


Figura 1: Localização dos locais de coleta da areia de praia (Pontal do Paraná)

As etapas de trabalho descrita sucintamente foram: (a) realização das coletas de areia da praia e água marinha (b) preparação dos insumos (c) ensaios de caracterização (d) moldagem de corpos de prova (e) ensaios no estado fresco e endurecido (f) análise da água marinha.

- Realização das coletas de areia e água marinha. O município de Pontal do Paraná, no estado do Paraná, possui 23 km de praias, abrangendo diversos balneários como Praia de Leste, Mirassol, Shangrilá, Leblon, Ipanema, Grajaú, Guarapari, Porto Fino, Atami, Village, Pontal do Sul entre outros. Os pontos para as coletas de areias da praia e da água do mar foram escolhidos tendo como base lugares conhecidos e de fácil acesso e localização.
- Preparação dos insumos. Foram coletados cerca de 100 kg de areia da praia entre os locais nos balneários de Pontal do Paraná, e levadas ao laboratório do curso de engenharia civil (CPP/CEM). As areias coletadas foram misturadas para homogeneizar as amostras. Após homogeneização foram divididas em 2 (dois) lotes, sendo que o primeiro lote de areia foi lavado, e o segundo lote não recebeu lavagem com água corrente. Já a lavagem da areia, deu-se pela imersão em água da rede pública, e feita à fricção energética com as mãos para maximizar a retirada dos sais impregnados nos grãos da areia. Então foram submetidas a secagem em estufa em temperatura de 60°C por 3 dias consecutivos até a obtenção da constância da massa.
- Caracterização das areias e da água marinha. Todos os ensaios seguiram as recomendações da ABNT NBR (Associação Brasileira de Normas Técnicas – Normas Brasileiras), assim executou-se a composição granulométrica (NBR17054/2022), massa específica (NBR NB52/2009) e massa unitária (NBR16972/2021).
- As moldagens dos corpos de prova da argamassa foram feitas conforme indicações na NBR13279/2005.
- Ensaio na argamassa no estado fresco foi na determinação do índice de consistência (NBR13276/2016) e no estado endurecido a determinação da absorção de água inicial (NBR15270-2/2017) e permeabilidade pelo método do cachimbo (Recomendação pelo Centre Scientifique et Technique de la Construction CSTC/1982).

Tabela 1: Distribuição das quantidades dos insumos da argamassa

Traço	Cimento (g)	Areia Natural (g)	Areia Praia lavada (g)	Areia Praia não lavada (g)
1	209,31	627,94	0	0
2	209,31	313,97	313,97	0
3	209,31	313,97	0	313,97

4	209,31	125,59	502,35	0
5	209,31	125,59	0	502,35
6	209,31	0	627,94	0
7	209,31	0	0	627,94

Resultados e Discussão

Os resultados concernentes ao ensaio da composição granulometria das areias estão na Tabela 2, e as curvas estão na Figura 2. Já os valores das massas unitárias e específicas das areias estudadas encontram-se na Tabela 3.

Tabela 2: Composição granulométrica das areias

peneira (mm)	Areia Natural			Areia não lavada			Areia lavada		
	Peso (g)	% Retido	% Retido Acumulado	Peso (g)	% Retido	% Retido Acumulado	Peso (g)	% Retido	% Retido Acumulado
6,30	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0
4,80	12,20	1,22	1	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0
2,40	27,60	2,76	4	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0
1,20	80,30	8,03	12	0,52	0,05	0	0,55	0,06	0
0,60	85,70	8,57	21	0,58	0,06	0	0,55	0,06	0
0,30	68,80	6,88	27	684,20	68,42	69	2,10	0,21	0
0,15	672,50	67,25	95	300,10	30,01	99	938,40	93,83	94
fundo	52,90	5,29	100	14,60	1,46	100	58,40	5,84	100
total	1000,00	100,00		1000,00	100,00		1000,00	100,00	
MF		1,60			1,67			0,95	
DMC		2,40			0,60			0,30	

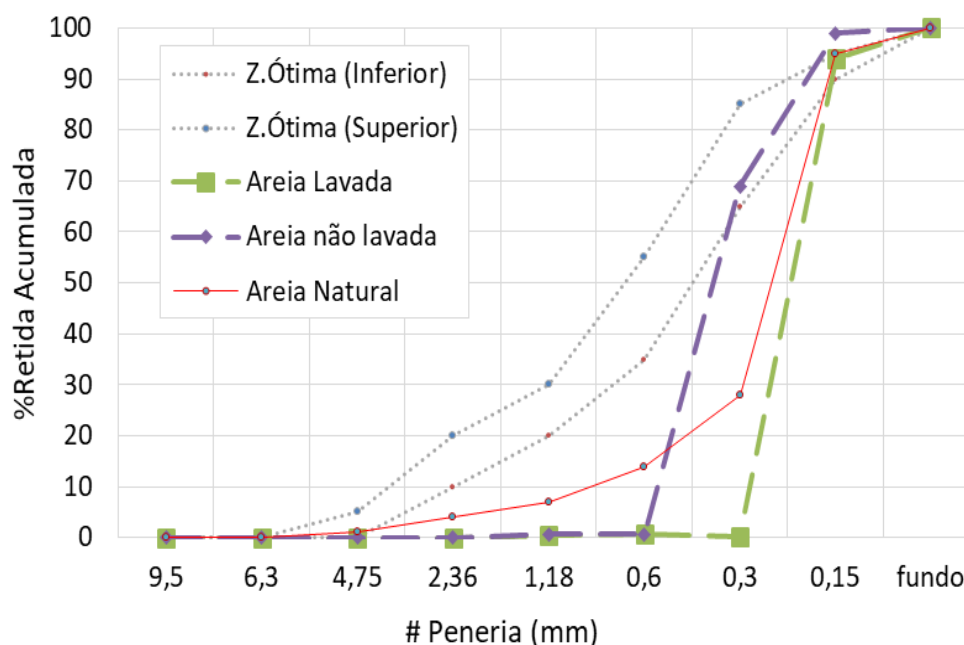


Figura 2: Curva granulométrica das areias

Analisando a Tabela 2 e a Figura 2, verifica-se que a areia natural adquirida no comércio local, possui grãos em todas as peneiras de série normal, no entanto quase 67% contém grãos de areia fina, ou seja, retida na peneira 0,15mm. Não obstante, a essa comparação entre as areias da praia não lavada com a areia da praia lavada, constata-se ausência de grãos nas peneiras 4,8; 2,4; 1,2 e 0,6mm, conseqüentemente a curva granulométrica de grãos descontínuos, ou seja, não ocorrendo grãos médios e produzindo maiores vazios entre os grãos de agregados, aumentando o consumo de aglomerante.

A norma NBR7211/2022, apesar de antiga, classifica os grãos de agregados miúdos em muito fino, fino, médio e grosso. Logo, todas as areias estudadas, classificam-se como sendo muito finas, já que o módulo de finura dessas areias encontra-se abaixo de 2,0mm. Por conseguinte, na prática, ao utilizar agregados muito finos ou finos, a demanda de água é elevada, uma vez que a área superficial aumenta, assim, mais água de amassamento deverá ser acrescentada à massa de argamassa e/ou de concretos.

Tabela 3: Massa unitária e específica

Amostra	Massa unitária média (g/cm ³)	Massa Específica (g/cm ³)
Areia convencional	1,52	2,65
Areia da praia não lavada	1,55	2,63
Areia da praia lavada	1,53	2,63

Segundo BAUER (2019), a massa unitária média para a areia natural possui valor de 1,50 g/cm³, assim nota-se que todos os valores obtidos para as areias estudadas ficam próximos a este valor. No entanto, sabe-se que quanto maior for o valor numérico da massa unitária (massa/volume), maior será a sua densidade, ou seja, em um mesmo volume cabem mais grãos, fato este que comprova a existência de mais grãos finos na areia em análise. Constatando-se que as areias em estudo de fato possuem maiores quantidades de grãos finos, já que a massa unitária obtida no ensaio é maior que a média da areia natural dada por BAUER (2019). Além disso, percebe-se que as massas específicas das areias estudadas têm variações pequenas entre elas, devido ao fato de que todas possuem grãos praticamente finos e /ou muito finos.

A determinação do índice de consistência estão apresentadas na Tabela 4 e Figura 4, e os resultados de ensaio de permeabilidade pelo método do cachimbo encontram-se na Figura 5.

Tabela 4: Composição das porcentagens dos insumos

traço	cimento	areia natural	areia da praia lavada	areia da praia não lavada
1	100%	100%		
2	100%	50%	50%	
3	100%	50%		50%
4	100%	25%	75%	
5	100%	25%		75%
6	100%	0%	100%	
7	100%	0%		100%

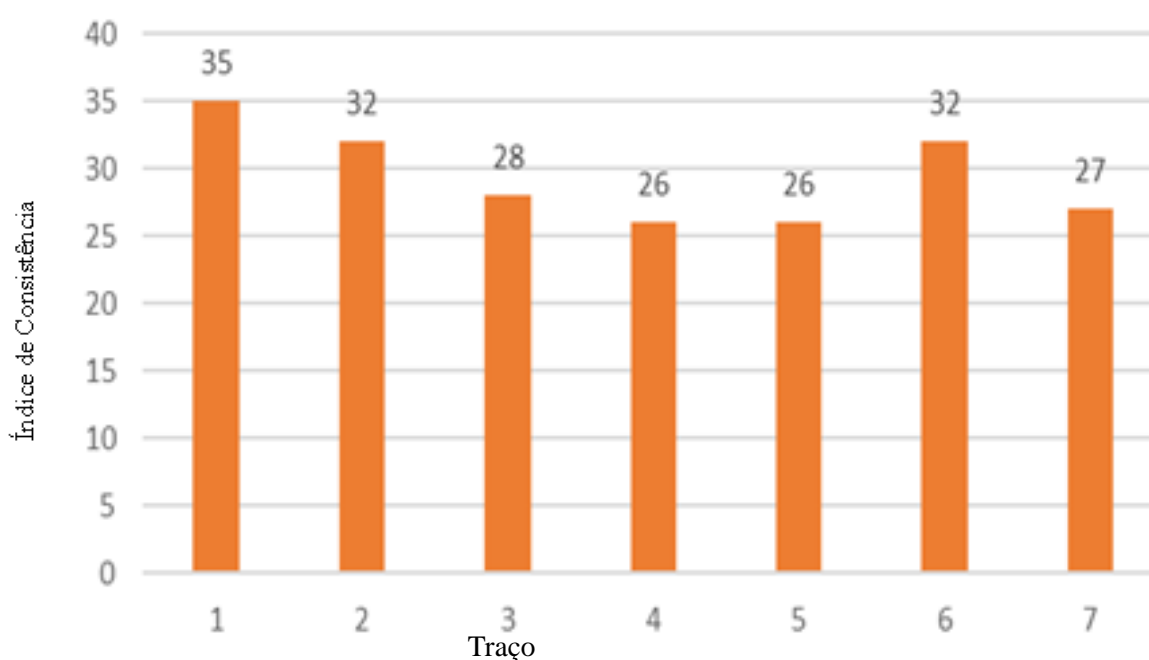


Figura 4: Índice de consistencia

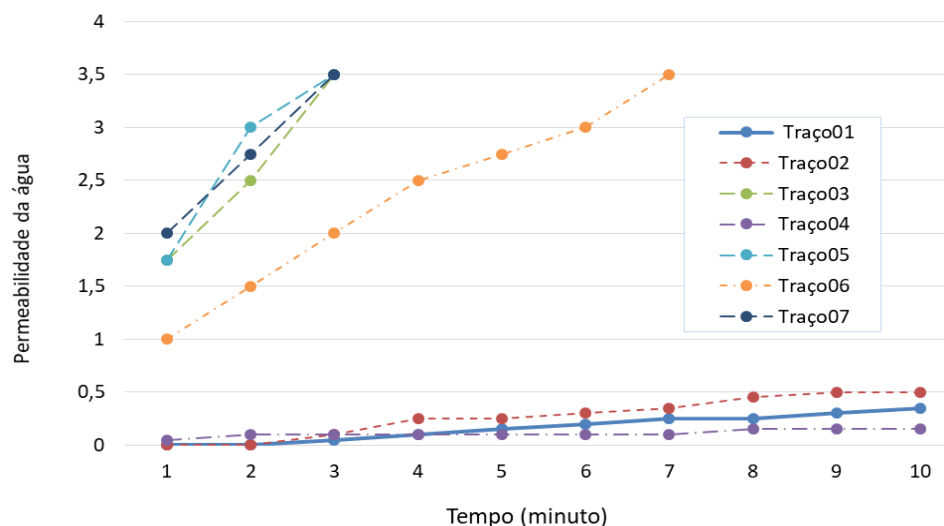


Figura 5: Permeabilidade das argamassas pelo método do cachimbo

Conforme análise dos dados através da Figura 4, nota-se que o traço 1 (argamassa com areia natural comprada) apresentou o maior índice de consistência. A argamassa confeccionada com este traço utilizando somente a areia natural adquirida no comércio local, indica que possui maior trabalhabilidade em relação aos demais traços, uma vez que a quantidade de água de amassamento manteve-se constante a todos os traços elaborados.

Comparativamente, ocorre o oposto com a consistência dos traços 4 e 5, tendo na composição do traço de referência a substituição de 75% da areia natural por areia da praia lavada e não lavada, respectivamente. O que corrobora com a composição granulométrica (Figura 2), ou seja, as areias da praia possuem mais grãos finos, conseqüentemente, demandam mais água de amassamento para molhar toda a área superficial da areia. Como resultado, menor o abatimento encontrado para esses traços.

Observando-se a Figura 5, referente aos dados obtidos no ensaio de permeabilidade em laboratório, verifica-se que a argamassa com o traço 01 (100% com areia natural comprada no comércio local) possui menor permeabilidade à água, já que decorridos os 15 primeiros minutos, o reservatório do frasco do cachimbo ainda possuía água, ou seja, esta água não penetrou no corpo da argamassa. Por outro lado, as argamassas preparadas com substituições da areia natural pela areia da praia (lavada e não lavada) tiveram maior permeabilidade da água no corpo de prova. Percebe-se ainda que em algumas argamassas confeccionadas com a areia de praia houve a sucção da água contida no frasco após 3,0 minutos do início do ensaio.

No entanto, algumas medições feitas com as areias da praia também tiveram água no frasco após os 15 minutos de ensaios, o cachimbo foi colocado na parte superior do corpo de prova, na qual cria-se uma camada fina de água de forma que concentra maior quantidade de aglomerante. Assim, a água emergiu por exsudação, fato constatado nos traços de números 02 e 04.

Os resultados da absorção inicial encontra-se na Figura 6, ou seja, valores da absorção da água pelos corpos de prova das argamassas tidas após 1 (um) minuto em contato com a água.

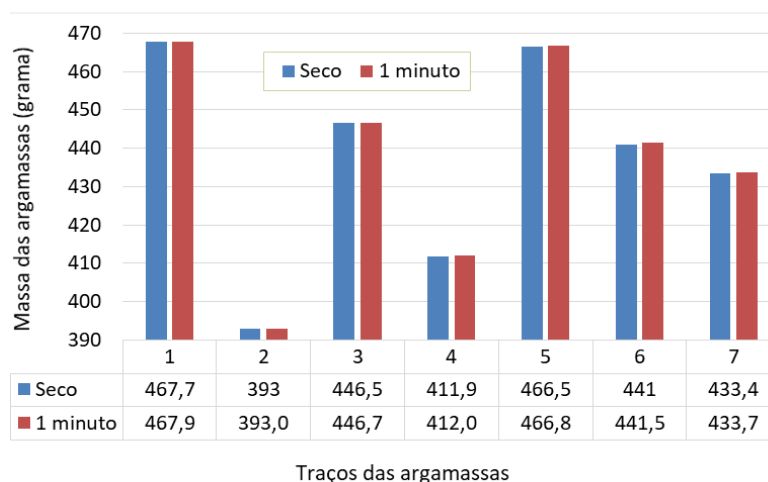


Figura 6: Absorção de água inicial

Comparando os acréscimos de água nos corpos de provas das argamassas após 1 minuto em relação à condição seca (Figura 6), percebe-se ganho nas massas dos 7 tipos de traços dos corpos de provas, devido ao incremento de peso em função da absorção de água, ou seja, cerca de 1% de absorção de água após 10 minutos de ensaio. Isto posto, mostra que na prática o

uso dessas argamassas na construção civil irá rapidamente absorver água do substrato, assim, para evitar a perda de água do substrato para a argamassa, é interessante molhar levemente os elementos que ficaram em contato direto com essa massa de argamassa.

Considerações Finais

A caracterização das areias estudadas, apresentou como resultado a classificação como sendo finas e/ou muito finas. Sendo que em todas as areias contém porcentagem de grãos que ficam retidos na peneira 0,3mm, ou seja, ocasionando em grãos descontínuos, sendo prejudicial seu uso sem correções na curva granulométrica, já que produz maior índice de vazios na massa de argamassas e de concretos.

Diante do exposto, do ponto de vista físico, o uso de areias de praia em argamassas é possível desde que realize a correção dos grãos da areia na curva granulométrica, evitando-se falta de grãos em algumas peneiras e o excesso em outras, ou seja, ficando dentro dos limites máximo e mínimos recomendados na NBR7211/1983.

Estudos nas argamassas no estado fresco, percebeu-se que ocorre menor fluidez na massa da argamassa quando confeccionadas com as areias da praia, de tal maneira que essa maior rigidez não seja interessante à aplicação dessas, bem como não apresenta boa trabalhabilidade.

O estudo das argamassas no estado endurecido com relação à permeabilidade da água pelo método do cachimbo, visto que o uso da areia natural adquirida no comércio local proporciona uma pequena melhora no ensaio, já que no término de 15 minutos o frasco continha água, ou seja, houve menor permeabilidade de água nessa argamassa quando comparada com as confeccionadas com areia da praia.

No estudo da absorção de água inicial nas argamassas preparadas, houve aumento da massa em cerca de 1% de ganho de água em todos os traços elaborados, o que revela que o uso dessas argamassas em elementos da construção civil irá absorver água inicial com certa rapidez do substrato.

Referências Bibliográficas

ABNT, NBR 13276: Argamassa para assentamento e revestimentos de paredes e tetos – Preparo da mistura e determinação do índice de consistência, Rio de Janeiro, 2005.

ABNT, NBR 7211. Agregados para concreto-Especificação. Associação Brasileira de Normas Técnicas, Rio de Janeiro, 2005.

Agopyan, V., JOHN, V. M., O desafio da sustentabilidade na construção civil In:GODEMBERG, J. (Coord.), Sustentabilidade, 1 ed., 5 v. São Paulo, Blücher, 2011.

Alves, L. C.; Lamour, M. R., 2010. Dados preliminares do mapeamento sedimentológico de células de deriva longitudinal litorânea nas praias do município de Pontal do Paraná (PR). XXII Semana Nacional de Oceanografia. Itanhaém, São Paulo.

Angulo, R. J.; Soares, C. R.; Marone, E.;Souza, M. C.; Odreski, L.L.R.; Noernberg, M. A. Paraná. In: MUEHE, D. Erosão e progradação do litoral brasileiro. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2006. p. 347-400.

Camargo, Dayane Jackes; MOREIRAS, Sergio Trajano Franco. Estudo da influência granulométrica do agregado miúdo para uso em argamassas de revestimento. Universidade Estadual de Maringá, Umuarama - PR, 2017.

Cavalcanti, Vanessa; Freire, George. A Possibilidade de Utilização de Areias Marinhas como Agregado na Construção Civil na Região Metropolitana de Fortaleza. Gravel, Porto Alegre, v. 5,p. 11-24, 2007

Ferreira, R. L. S.; Barros, I. M. S.; Costa, T. C. S. Efeitos do uso de areia de praia nas propriedades de argamassas mistas: análise da variação granulométrica. Revista Matéria, v. 24, n. 2, 2019.

Gomes, Abílio S.; Palma, Jorge J. C.; Silva, Cleverson G. Causas e consequências do impacto ambiental da exploração dos recursos minerais marinhos. Revista Brasileira de Geofísica, v. 18, n. 3, p. 447-454, 2000.

Huwael, D M; Parera, L. R.; Tanijaya, J. The use of natural sand from lampusatu beach, kabupatenmerauke, papua for mixed asphalt concrete. 5th International Conference on Nanomaterials and Materials Engineering. IOP Conference Series: Materials Science and Engineering.

Limeira, J., Agulló, L., Etxeberria, M., “Dredged marine sand as a new source for construction materials”, Materiales de Construcción, v. 62, n. 305, pp. 7-24, 2012.

Liveira M.B. Caracterização da linha de costa do Estado de Sergipe – Brasil 2003. 102 f.(Mestrado em Geologia – Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 200.

Prudêncio Jr, L. R.; Oliveira, A. L., Bedin, C.A. Alvenaria estrutural de blocos de concreto. Editora Gráfica Palloti, Florianópolis, 2003.

Silva, Gabriel Almeida; Vieira; Rogério Borges; Oliveira, Douglas. Viabilidade do uso de areia de praia aplicada em argamassas de revestimento. Revista Perquirere, v.15, n.3, p. 40-54, 2018.

Santos, Heraldo Barbosa dos. Ensaio de aderência das argamassas de revestimento. 2008. 50f. Monografia (Especialização em Construção Civil). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.

Rubens Da Silva Filho, Joel. Estudo da resistência mecânica de argamassas utilizadas para recuperação de estruturas de concreto. Tese (Bacharelado em Engenharia Civil) – UTFPR. Paraná, p. 69. 2013.

Vieira, R.B.; Oliveira, D. Viabilidade do uso de areia de praia aplicada em argamassas de revestimento. Revista Perquirere • 15(3):40-54, set./dez. 2018

Wandercleiton S. C; Amandio G.O.F.; Renée, L.C.; Benigno B.S.; Diógenes, F.L. Utilização da areia marinha para produção de concreto: estudo de viabilidade. Revista Ifesciência ISSN 2359-4799, V.7, nº1/2021.

INFLUÊNCIA DA GRANULOMETRIA DAS CINZAS DE INCINERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS PERIGOSOS (RSP) NA FILTRAÇÃO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

1Maria Cristina da Cunha Moura, 2Gemmelle Oliveira Santos, 3Michael Lima Silva, 4Roberto Antônio Cordeiro da Silva, 5Nirlania Diógenes Leite, 6Juceline Batista dos Santos Bastos

1 IFCE (Campus Fortaleza), e-mail: mcristina_cm@yahoo.com.br; 2 IFCE (Campus Fortaleza), e-mail: gemmelle@gmail.com; 3 IFCE (Campus Fortaleza), e-mail: contatomichaells@gmail.com; 4 Universidade Federal do Ceará, e-mail: roberto@det.ufc.br; 5 IFCE (Campus Fortaleza), e-mail: nirlania.dl@gmail.com; 6 IFCE (Campus Fortaleza), e-mail: juceline.santos@ifce.edu.br

Palavras-chave: Cinzas da Incineração de Resíduos Sólidos Perigosos, Granulometria, Lixiviados de Aterro Sanitário

Resumo

A incineração de resíduos perigosos resulta na geração de cinzas volantes e de fundo ainda pouco estudadas no Brasil e que, por rotina, vêm sendo encaminhadas para o aterro sanitário. No intuito de valorizar essas cinzas, reduzir o seu envio para os aterros sanitários e reutilizá-la em outros dispositivos de tratamento, o presente estudo tem como objetivo analisar a influência da granulometria das cinzas de incineração dos resíduos sólidos perigosos de Fortaleza na redução de parâmetros físico-químicos de lixiviados produzidos no Aterro Sanitário de Caucaia, Ceará. Para isso, foram confeccionadas duas colunas de filtração com tubos PVC de 10 cm de diâmetro por 50 cm de altura. O material filtrante desses filtros era constituído de três camadas de 4 cm de cinzas compactadas (Proctor Normal). No filtro 1 (F1) foi utilizada uma cinza peneirada e com granulometria variando entre 2,0 mm e 1,2 mm, e no filtro 2 (F2) foi utilizada a cinza bruta sem peneiramento. O lixiviado utilizado no processo de filtração foi coletado na 2ª lagoa de estabilização do Aterro Sanitário de Caucaia, e foram realizadas análises laboratoriais antes e depois da filtração para determinação das concentrações de cloreto, cor aparente, Demanda Química de Oxigênio - DQO, fósforo, nitrito, nitrato, pH, sólidos dissolvidos e turbidez. Além disso, foi realizada uma caracterização das cinzas utilizadas nos filtros, a fim de determinar sua granulometria, compactação no Proctor Normal, teor de umidade natural, massa específica dos grãos, permeabilidades (carga variável e constante) e composição química elementar. A caracterização das cinzas mostrou que o material do F1 apresentou o maior valor de Massa Específica Aparente Seca Máxima (1,610 g/cm³) para umidade ótima de 12,42% e também maior massa específica dos grãos (2,714). O maior valor de umidade natural da amostra (22,16%) foi observado no material do F2. A análise de composição química elementar revelou elevados teores de óxido de cálcio (57,41%), óxido férrico (16,43%) e dióxido de titânio (7,88%) nas cinzas do F1, e de óxido de cálcio (58,20%), óxido de alumínio (8,28%) e dióxido de silício (7,84%) nas cinzas do F2. Os resultados dos ensaios de granulometria revelaram que cerca de 63% das cinzas eram de granulometria arenosa, e que o teor de finos (silte/argila) foi maior no material do F2 (23%) do que o do F1 (16%). Os resultados de permeabilidade (que foram determinados apenas no F2) apontaram condutividade hidráulica de $K_{20} = 3,2 \times 10^{-5}$ cm/s. No que se refere à eficiência dos filtros, o F1 se mostrou mais efetivo removendo 100% do fósforo e nitrito, e reduzindo 96,1% da turbidez, 95,7% da cor aparente, 83,4% do nitrato, e 75,7% da DQO. O F2, por sua vez, obteve o seguinte desempenho de remoção: nitrito (89,4%), fósforo (55,4%), turbidez (45,7%), cor aparente (25,3%), nitrato (21,2%) e DQO (47,9%). Ademais, o estudo mostrou que a utilização das cinzas é promissora na remoção de determinados parâmetros dos lixiviados de aterro sanitários, podendo ser utilizadas em sistemas de pré-tratamento, reduzindo a carga poluente que será removida nos sistemas principais de tratamento (lagoas de estabilização, osmose reversa, entre outros).

Introdução

O descarte de Resíduos Sólidos Perigosos (RSP) tem sido um desafio crescente, especialmente nas grandes cidades. Nesse sentido, a incineração tem se mostrado uma alternativa que reduz acentuadamente o peso (até 70%) e o volume (até 90%) dos resíduos através de um processo de combustão controlada (PINTO, 2018).

No Brasil, uma parte dos RSP é enviada para unidades de tratamento por incineração, autoclave, micro-ondas e aterros industriais (que representam as alternativas mais caras); outra parte segue para blendagem e/ou coprocessamento em fornos de cimenteiras (que são formas de aproveitá-los como insumos) e outra parte vem sendo enviada para aterros sanitários Classe IIA e/ou lixões (que não são adequados para RSP), agregando diversos riscos ambientais e sociais.

Em Fortaleza-CE, os geradores de RSP (independente do volume) são obrigados a assumir todos os custos pelos serviços de manejo (segregação, acondicionamento, armazenamento, transporte, tratamento, destinação e disposição final) conforme a Lei Municipal 10.430/2015 (FORTALEZA, 2015). Em geral, os geradores licenciados enviam seus RSP para incineração no Centro de Tratamento de Resíduos Perigosos - CTRP, localizado no bairro Jangurussu, por meio de um contrato com uma transportadora especializada.

O incinerador de Fortaleza-CE foi inaugurado em 2001, tem tecnologia alemã, é do tipo leito fluidizado e possui duas câmaras (de 900 e 1000°C), conforme Viana (2013). Informações atualizadas apontam para o tratamento de 09 toneladas de

RSP por dia, garantindo a esterilização e redução de volume e peso. Ainda segundo os técnicos do CTRP, aproximadamente 98% correspondem a Resíduos de Serviço de Saúde - RSS e os outros 2% são resíduos industriais e outros (ambos classificados como RSP).

Um dos produtos da incineração é uma cinza (volante e de fundo) que precisa de cuidados especiais. Em Fortaleza-CE, ela é destinada ao Aterro Sanitário de Caucaia, que fica na Região Metropolitana.

Em várias partes do mundo, vem crescendo a tentativa de aumentar a valorização das cinzas geradas em incineradores e reduzir seu envio aos aterros sanitários. Alguns estudos têm investigado sua aplicabilidade na construção de camadas de pavimentos (PATRA; WHAUNG; KWAN, 2017), na produção de cimento (CLAVIER *et al.*, 2019), como agregado em concreto (LI, X *et al.*, 2018), na incorporação em argamassas normais e adesivas (AGUIAR *et al.*, 2002), em cerâmicas vermelhas (COUTINHO; VIEIRA, 2016), em misturas asfálticas e na síntese de materiais leves aerados ativadas por álcali (ZHU *et al.*, 2018a). Em Singapura, por exemplo, há um significativo interesse na reutilização dessas cinzas, devido à escassez de terras e recursos (LIU *et al.*, 2018a). Por outro lado, pouco se sabe sobre o comportamento dessas cinzas como meio filtrante de soluções ou amostras líquidas contaminadas, a exemplo dos lixiviados de aterros sanitários, aumentando a necessidade de novas pesquisas.

Em geral, os lixiviados de aterros são tratados em lagoas de estabilização ou utilizando destilador solar (SÁ; JUCÁ; MOTTA SOBRINHO, 2012), reator biológico sequencial descontinuado (CHÁVEZ-PORRAS; RAMÍREZ-CONTRERAS; CASALLAS-ORTEGA, 2018), filtros de areia (ROEHRS, 2007) ou processo de eletroflotação, mas o tratamento de lixiviados em colunas de filtração compostas por cinzas da incineração de RSU ainda é desconhecido, o que motivou a realização dessa pesquisa (inérita no Brasil). Objetivou-se com este trabalho, avaliar a influência da granulometria das cinzas da incineração de RSP na redução da concentração de parâmetros físicos e químicos do lixiviado do novo Aterro Sanitário de Caucaia.

Materiais e Métodos

O experimento foi realizado no Laboratório de Mecânica dos Solos, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (DEHA), da Universidade Federal do Ceará (UFC), campus do Pici. Foram montadas 2 colunas de filtração com tubos de PVC de 10cm de diâmetro e 50cm de altura. Na parte inferior do tubo foi instalada uma tampa de PVC devidamente furada para permitir a saída do lixiviado passante. Dentro do tubo correspondente ao Filtro 1 (F1) foi utilizada cinza da primeira Campanha de Caracterização (CC1), previamente seca e caracterizada, apresentando granulometria entre 2,0mm e 1,2mm. No Filtro 2 (F2) foi utilizada cinza da segunda Campanha de Caracterização (CC2) bruta (não peneirada). Foram colocadas 03 camadas de 4cm de cinzas dentro do tubo e sobre cada camada aplicou-se a compactação com energia do Proctor Normal, 26 golpes. Também foram colocadas britas lavadas, com granulometria entre 9,5 e 12,5mm, como camada drenante (sob e sobre os meios filtrantes/cinzas compactadas) e tela de nylon (10cm de diâmetro e abertura 1,1mm), conforme a Figura 1. Assim, o experimento ficou com 2 colunas com 100% de cinzas de RS, mas com granulometrias distintas.

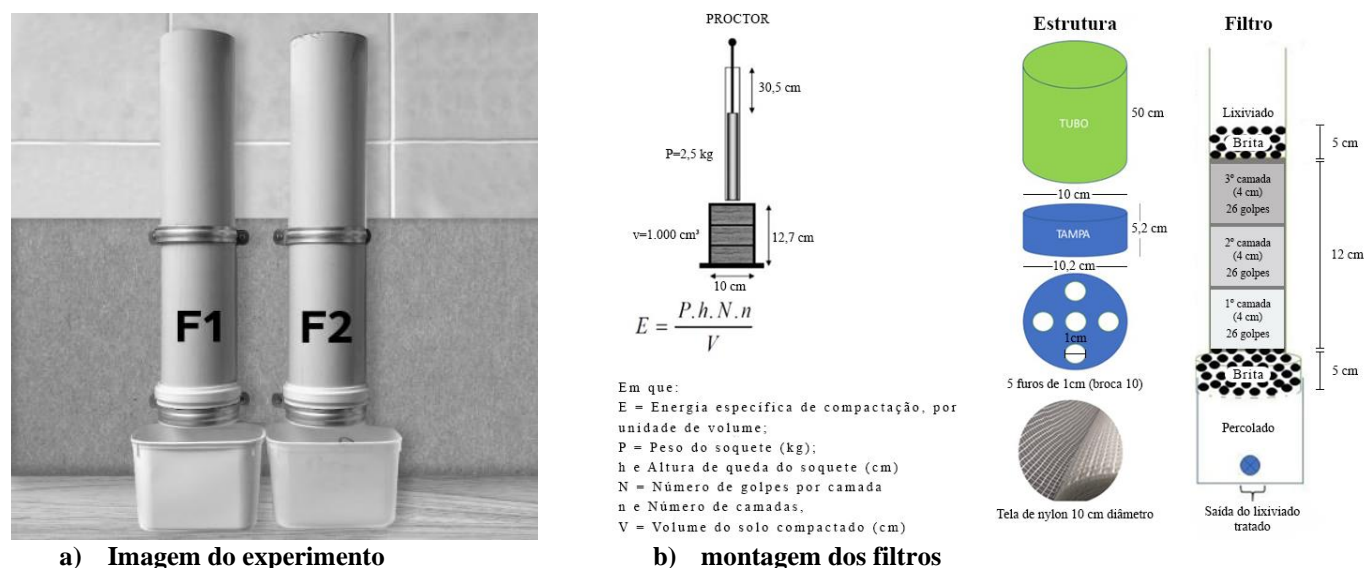


Figura 1 - Filtros do experimento piloto - Fonte: autores, 2022

As amostras das cinzas foram coletadas no incinerador de resíduos existente no CTRP, em Fortaleza-CE e, na ausência de normas específicas para caracterização de materiais antropogênicos (no caso, resíduos), como também observaram Dijkstra *et al.* (2019), foram utilizados os métodos das Normas Técnicas aplicadas em solos, conforme a Tabela 1.

Análise	Referência ou Método	Local
Granulometria (05 amostras)	NBR 7181/2018	
Compactação Proctor Normal (05 amostras)	NBR 7182/2020	
Teor de Umidade Natural da Amostra (05 amostras)	Estufa a 60-65°C por 24h	Laboratório de Mecânica dos Solos, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, UFC
Determinação da Massa Específica do Grão (05 amostras)	NBR 6458/2017	
Permeabilidade com Carga Variável (02 amostras)	NBR 14545/2021	
Permeabilidade com Carga Constante (02 amostras)	NBR 13292/2021	
Composição Química Elementar (05 amostras)	Espectrometria de Fluorescência de Raios-X	Laboratório de Raios-X Departamento de Física, UFC
Propriedades de forma no AIMS (02 amostras)	Norma DNIT 432/2020 - ME	Laboratório de Geologia do Departamento de Geologia, UFC

Tabela 1 - Resumo das análises das cinzas de RSP (Fonte: Autores, 2022)

O lixiviado bruto foi coletado na 2ª lagoa de estabilização do Aterro Sanitário e, assim como a lixiviado tratado, foi enviado para caracterização no laboratório do Núcleo de Tecnologia e Qualidade Industrial do Ceará (NUTEC) quanto aos cloretos, cor aparente, Demanda Química de Oxigênio - DQO, fósforo, nitrito, nitrato, pH, sólidos dissolvidos e turbidez, segundo o método o *Standard Methods for the Examinations of Water and Wastewater*.

Cada filtro recebeu 2 litros de lixiviado bruto (analisado laboratorial no mesmo dia da coleta no Aterro Sanitário). Já o lixiviado tratado foi analisado após percolar pelas colunas de filtração, ou seja, 24h horas depois. Foram realizadas duas campanhas: uma em abril e outra em julho de 2022.

Resultados e Discussão

As amostras utilizadas no F1 apresentaram compactação com Massa Específica Aparente Seca Máxima (MEAS_{máx}) de 1,610 g/cm³ e 12,42% para a média da Umidade Ótima (Hótima), teor de umidade natural de 2,14%, massa específica do grão de 2,714 e composição química elementar média de Óxido de Cálcio (57,41%), Óxido Férrico (16,43%) e Dióxido de Titânio (7,88%) dentre outros. As amostras usadas no F2 apresentaram compactação com MEAS_{máx} de 1,506 g/cm³ e 22,76% para a média da Hótima, teor de umidade natural de 22,16%, massa específica do grão de 2,367 e composição química elementar média de Óxido de Cálcio (58,20%), Óxido de Alumínio (8,28 %) e Dióxido de Silício (7,84%) dentre outros.

As análises de permeabilidade e propriedades de forma foram realizadas apenas em amostras de CC2 (em função de problemas nos equipamentos), alcançando permeabilidade $K_{20} = 3,2 \times 10^{-5}$ cm/s e propriedades de forma, segundo a classificação proposta por Ibiapina *et al.* (2018), para as cinzas graúdas: esfericidade = baixa esfericidade, angularidade = subarredondado, textura = macio; e para as cinzas miúdas: angularidade = subarredondado e forma 2D = semicircular.

A granulometria, das duas amostras analisadas, apresentou dimensão semelhante a areia (63,0%), podendo indicar a formação de macroporos e dutos que possibilitam uma boa capacidade de infiltração. Para CC1 observou-se 22% de pedregulho, 22% de areia grossa, 27% de areia média e 12% de areia fina e 16% de silte/argila; e para CC2 observou-se 13% de pedregulho, 26% de areia grossa, 24% de areia média e 15% de areia fina e 23% de silte/argila.

O F1 (cinzas tratadas) teve capacidade de reduzir a concentração de 6 parâmetros do lixiviado na primeira campanha (66,7% do total de parâmetros analisados) e de 5 parâmetros (55,6%) na segunda campanha (observação qualitativa). Nas duas campanhas houve redução na concentração, coincidente, de 4 parâmetros (cor aparente, fósforo, DQO e turbidez). As maiores taxas de redução de concentração ocorreram para o fósforo e o nitrito na primeira campanha (100,0%), conforme a legenda da Tabela 2.

Parâmetros	Bruto		Filtrado		Filtrado	
	1ª C	2ª C	1ª C	%	2ª C	%
pH à 25°C	8,10	8,12	9,32	15,1	9,01	11,0
Cloretos (mg/L)	3.180,00	2.968,94	4.740,00	49,1	3.403,20	14,6
Cor aparente (uH)	3.550,00	3.150,00	152,00	-95,7	1.170,00	-62,9
Fósforo (mg/L)	4,57	3,85	*< LQ	-100,0	0,14	-96,4
DQO (mg/L)	3.484,50	1.904,00	2.382,00	-31,6	463,40	-75,7
Sólidos dissolvidos (mg/L)	9.382,00	8.816,00	9.404,00	0,2	7.906,00	-10,3
Nitrato (mg/L)	6,19	*< LQ	1,03	-83,4	*< LQ	
Nitrito (mg/L)	0,08	*< LQ	*< LQ	-100,0	*< LQ	
Turbidez (mg/L)	370,00	195,00	14,32	-96,1	69,40	-64,4
			1ª C	%	2ª C	%
Resumo			Elevação	3	2	22,2
			Redução	6	5	55,6
			Manutenção	-	2	22,2

*< LQ= menor que o limite quantificável

Tabela 2 - Resultados da filtração do lixiviado no Filtro 1 – Fonte: Autores (2023)

O F2 (cinzas brutas) teve capacidade de reduzir, em cada uma das campanhas, a concentração de 6 parâmetros do (66,7% do total de parâmetros analisados). Nas duas campanhas houve redução na concentração, coincidente, de pelo menos 5 parâmetros (cor aparente, DQO, nitrato, nitrito e turbidez). A maior taxa de redução ocorreu com o nitrito (88,0% na primeira campanha e 89,4% na segunda campanha), conforme a Tabela 3.

Parâmetros	Bruto	1ª C	%	2ª C	%
pH à 25°C	8,31	8,81	6,0	8,93	7,5
Cloretos (mg/L)	4.475,56	5.202,29	16,2	5.033,90	12,5
Cor aparente (uH)	2.370,00	1.900,00	-19,8	1.770,00	-25,3
Fósforo (mg/L)	0,74	0,33	-55,4	1,10	48,6
DQO (mg/L)	594,8	587	-1,3	310,00	-47,9
Sólidos dissolvidos (mg/L)	11.834,00	17.738,00	49,9	11.398,00	-3,7
Nitrato (mg/L)	0,33	0,26	-21,2	0,30	-9,1
Nitrito (mg/L)	2,84	0,34	-88,0	0,30	-89,4
Turbidez (mg/L)	264	173,7	-34,2	143,4	-45,7
		1ª Campanha	%	2ª Campanha	%
Resumo	Elevação	3	33,3	3	33,3
	Redução	6	66,7	6	66,7
	Manutenção	-	-	-	-

* < LQ = menor que o limite quantificável

Tabela 3 - Resultados da filtração do lixiviado no Filtro 2 - Fonte: Autores (2023)

Observa-se que as maiores taxas de redução, por parâmetro, ocorreram no F1, nas duas campanhas, evidenciando a influência granulométrica das cinzas utilizadas para o alcance dos melhores resultados que, mesmo após o intervalo de tempo decorrido entre as campanhas, continuou com percentuais de redução elevados.

Uma análise mais detalhada, por parâmetro, permitiu observar que, apesar dos lixiviados brutos se mostrarem praticamente constantes (pH entre 8,1 e 8,3), houve elevação de até 15,1% do pH do lixiviado após filtração, tornando-o mais alcalino. Os lixiviados obtidos, nas duas campanhas de F1 estiveram fora dos limites da CONAMA e COEMA pertinentes (5 a 9), contudo, os resultados apresentados por F2 ficaram dentro do permitido, Figura 3.

O comportamento do pH em processos de tratamento de lixiviados não tem tendência única, a saber: (i) Carard (2018), após aplicação do tratamento por ozonização fotocatalítica com dióxido de titânio, alcançou redução do pH em todos os ensaios promovidos; (ii) Godoi (2019), utilizando filtro de papel como meio filtrante, observou aumento do pH, após a filtração, para a maioria das amostras; (iii) Silva *et al.* (2021) utilizaram areia de variadas granulometrias, argilas e carvão ativado como meio filtrante e o pH do lixiviado, após filtração, não variou consideravelmente em relação ao lixiviado bruto.

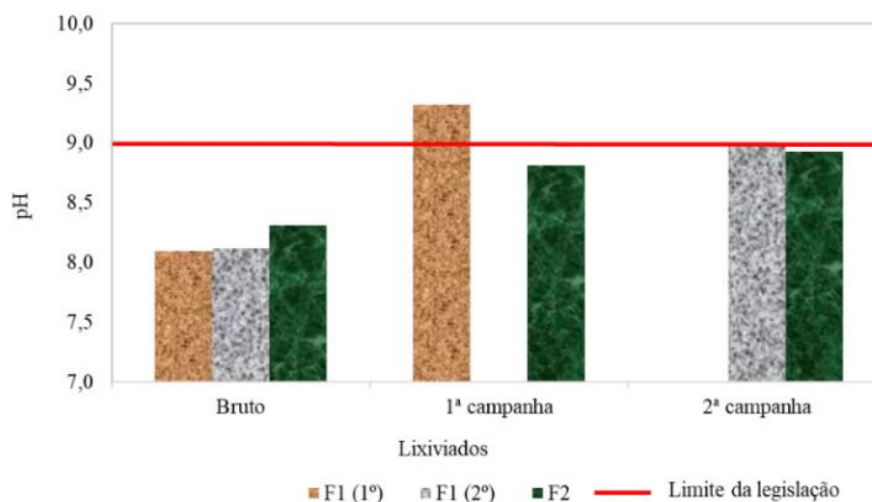


Figura 2 – Comportamento do parâmetro pH - Fonte: Autores (2023)

Em aterros sanitários, o cloreto não está sujeito a transformações químicas ou biológicas, o que possibilita sua passagem pelas camadas mais antigas sem qualquer atenuação significativa (SOUTO, 2009). Portanto, a remoção desse parâmetro, dentre outros, é considerada de extrema importância para um bom tratamento do lixiviado (LEBRON *et al.*, 2021). Houve elevação do cloreto no lixiviado tratado, possivelmente em decorrência de algum residual de cloro do processo de desinfecção, etapa operacional, realizada no incinerador estudado; sendo esta elevação mais acentuada no F1 na primeira campanha (49,1%). Rodrigues (2007), aplicando tratamento eletrolítico ao lixiviado de aterro sanitário, observou uma remoção de 16% do cloreto em relação ao lixiviado bruto, no entanto, ao adicionar sal ao efluente - antes do tratamento - os valores de cloreto aumentaram mais de 200%.

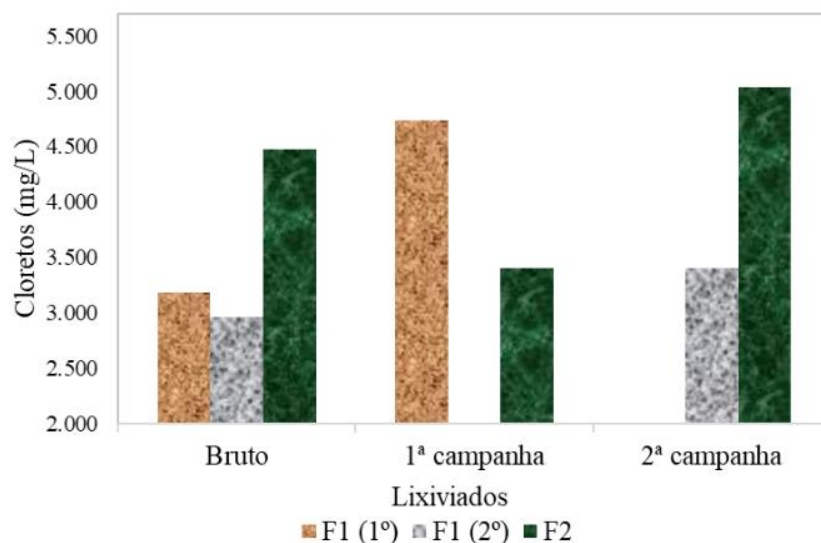


Figura 3 - Comportamento do parâmetro cloreto - Fonte: Autores (2023)

A cor aparente é um processo biológico que só ocorre quando há algum meio de transmissão da luz do sol pelo efluente, sendo considerado relevante no estudo da eficiência dos tratamentos (GODOI, 2019). Os dois filtros removeram a cor aparente, em especial o F1 (primeira campanha), alcançando 95,7% de redução. A remoção desse parâmetro físico (organoléptico) é de grande relevância, sendo almejado como resultado. No tocante a exigência legal para o parâmetro, a COEMA 02/2017 determina que efluentes não sanitários só poderão ser lançados diretamente no corpo hídrico, resguardadas outras exigências cabíveis, quando não apresentem a presença de corantes e pigmentos. Portanto, apesar da redução obtida, essa exigência legal não foi alcançada pelo método utilizado neste estudo.

O tratamento aplicado por Carard (2018), ozonização fotocatalítica com dióxido de titânio, possibilitou a remoção de cor aparente do lixiviado de até 61%. Já Fujii *et al.* (2019) alcançaram remoção de até 99,7% através de ensaios de coagulação seguida de filtração ascendente em pedregulho como pós-tratamento.

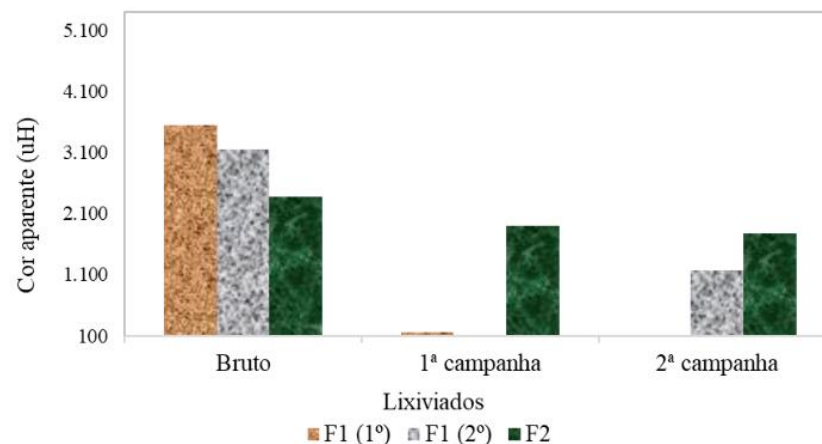


Figura 4 – Comportamento do parâmetro cor aparente - Fonte: Autores (2023)

A quantidade do elemento químico fósforo, liberado na degradação da matéria orgânica presente em efluentes, tem origem principalmente antropogênica. É um elemento essencial para os seres vivos, pois compõe as membranas celulares, os ácidos nucleicos, os ossos e os dentes, no entanto, é um nutriente limitante no ambiente do aterro sanitário além de, quando presente em efluente e lançados em corpos receptores, pode acarretar eutrofização (LÔBO, 2006).

As remoções para esse parâmetro, especialmente no F1 (100 e 96,36%), representou um dos resultados mais promissores da pesquisa, por ser um limitante do crescimento, sendo esse, de difícil alcance para a maioria dos sistemas de tratamento.

De acordo com a CONAMA n°430/2011, para o parâmetro fósforo, fica a critério do órgão ambiental competente definir padrões específicos para o lançamento de efluentes em corpos receptores com registro histórico de floração de cianobactérias, em trechos onde ocorra a captação para abastecimento público.

Reduções consideráveis nas concentrações de fósforo foram alcançados pelos tratamentos propostos por Carard (2018): 85,0% e Rodrigues (2007): de 50,6 a 90,1%. Dentre as experiências no tratamento de lixiviados estudadas por Lebron *et al.* (2021), a precipitação química foi descrita como tendo os melhores resultados na redução de fósforo.

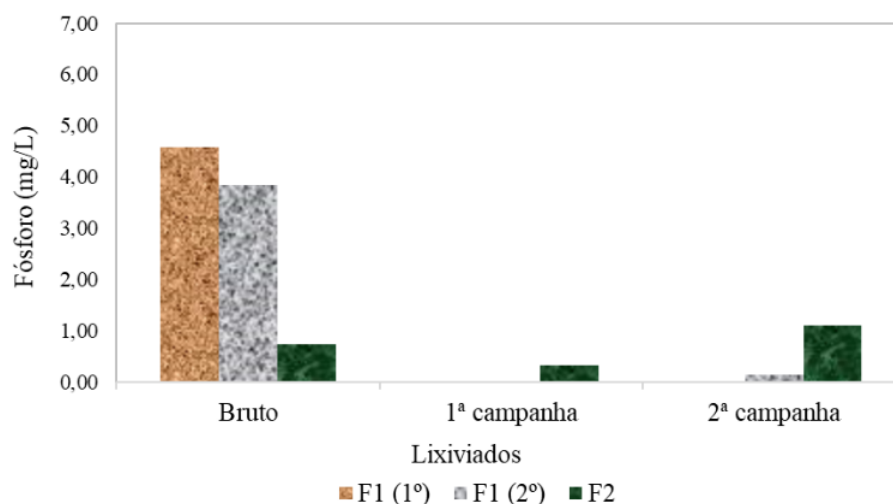


Figura 5 – Comportamento do parâmetro fósforo - Fonte: Autores (2023)

A DQO é um indicador da degradação do resíduo ao longo do tempo; quanto mais reduzidos os valores encontrados de DQO, mais antigo é o resíduo. Ela mede a quantidade de matéria orgânica que pode ser oxidada quimicamente (COSTA, 2021). Vicente (2021) ressalta que as concentrações de DQO e amônia são consideradas os principais indicativos de toxicidade aguda em um efluente.

O F1, segunda campanha, teve a maior redução (75,66%) para o parâmetro, contudo, cabe observar que, nos dois filtros, as reduções mais representativas ocorreram na segunda campanha. Provavelmente, os resultados com as cinzas não foram melhores em função da sua própria composição química.

Lebron *et al.* (2021) observaram redução de DQO na ordem de 40% em tratamentos por lagoas de estabilização, 59% em sistemas de lodo ativado, 76% em filtros biológicos, de 60 a 81% em reator de biofilme de leito móvel e de 89,6% por biorreatores de membrana. Fujii *et al.* (2019) afirmaram ter alcançado, por meio de coagulação seguida da filtração, remoções de 82,4% de DQO.

As normas (CONAMA e COEMA, pertinentes) estabelecem como limite, para esse parâmetro, 200mg/L, não tendo sido atendido por nenhum dos filtros.

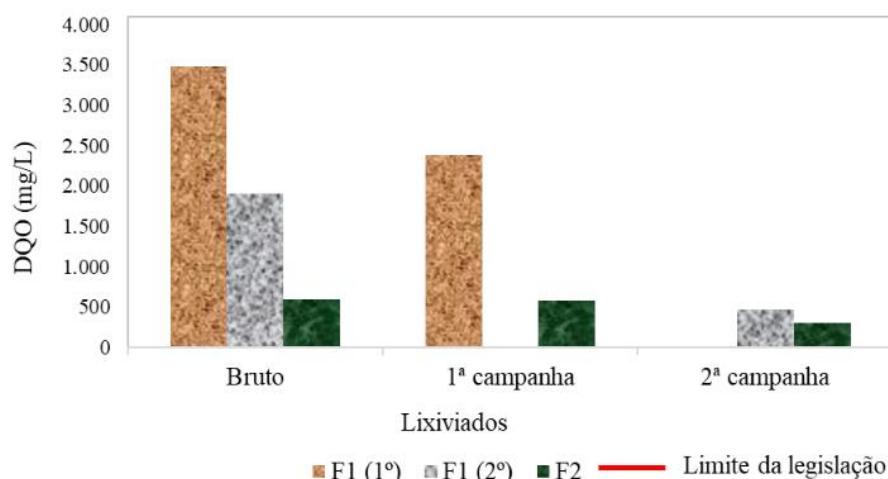


Figura 6 – Comportamento do parâmetro DQO - Fonte: Autores (2023)

Os sólidos dissolvidos se constituem de alguns elementos incluídos na água, como bicarbonato e fósforo, que não sofrem decantação. Apesar de fundamentais para manutenção da vida, quando a concentração desses sólidos é elevada, a densidade da água pode ser prejudicada e influenciar diretamente no desenvolvimento de ambientes aquáticos. No lixiviado, a ação dos sólidos dissolvidos influencia diretamente a variabilidade dos íons presentes, interferindo, de forma direta na condutividade (SILVA, C. 2017).

O melhor desempenho na remoção desse parâmetro foi observado para o F1, segunda campanha (10,32%). Cabe observar que a possível elevação desse parâmetro nas primeiras campanhas em ambos os filtros, possivelmente tenha sido ocasionado pelo arraste de elementos presentes no próprio meio filtrante utilizado. Silva (2021) alcançou 78,2% de remoção, desse parâmetro, com lagoas (anaeróbias, facultativa e seca) em um aterro sanitário. A legislação vigente não estabelece um valor específico de lançamento para esse parâmetro.

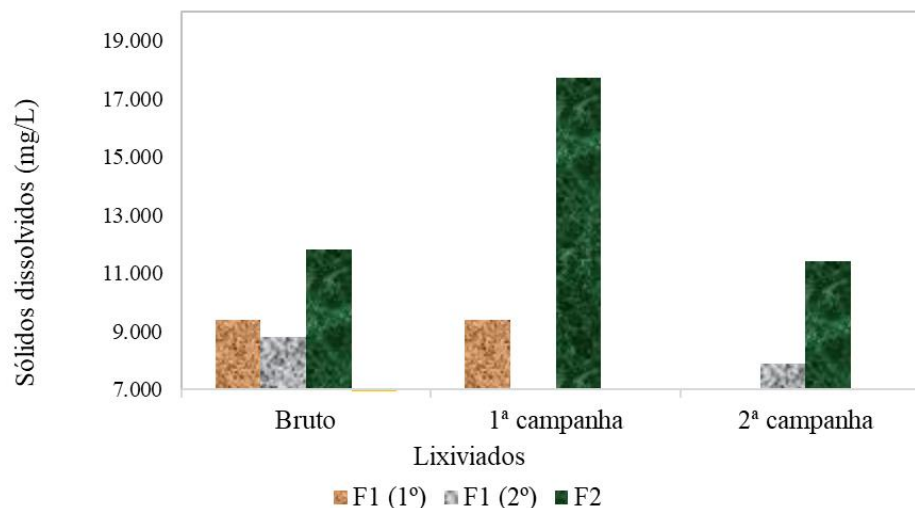


Figura 7 – Comportamento do parâmetro sólidos dissolvidos - Fonte: Autores (2023)

O nitrato forma-se a partir da oxidação do nitrito, possui grande solubilidade e é carregado para os corpos d'água através da lixiviação, acarretando a contaminação dos mesmos (MOREIRA, 2019). O melhor desempenho na remoção desse parâmetro foi observado F1, primeira campanha (83,36%).

Silva (2021) alcançou 78,2% de remoção com lagoas (anaeróbias, facultativa e seca) em um aterro sanitário. Fujii *et al.* (2019) obtiveram uma redução de 98% ao aplicar o tratamento por *stripping* de amônia seguido do tratamento biológico ativado. No estudo sobre a eficiência de processos avançados na remoção de toxicidade de lixiviado de aterro sanitário, por meio do uso de membranas de nanofiltração, Reis (2014) obteve uma eficiência na redução do nitrato de 47%. O enquadramento nos padrões de lançamento admite 10 mg/L (COEMA n° 02/2017), resultado alcançado pelos dois filtros desta pesquisa, em ambas as campanhas.

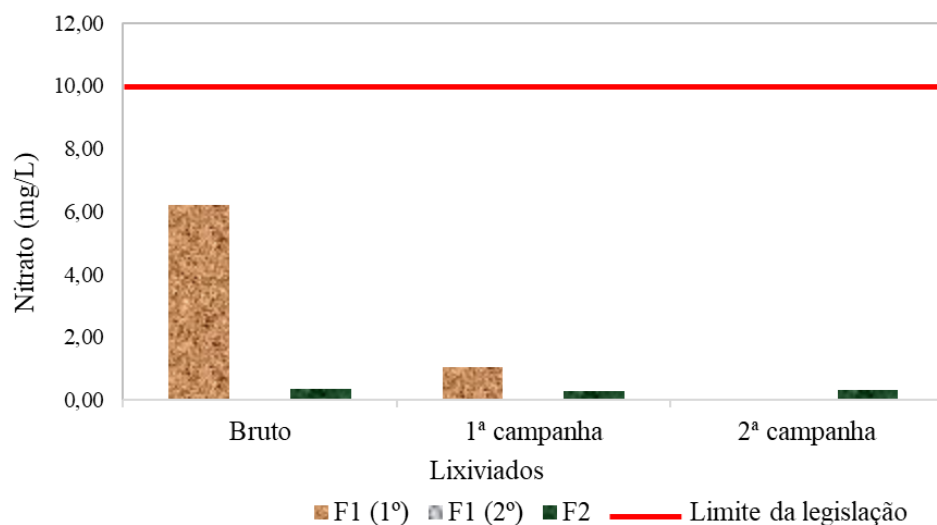


Figura 8 – Comportamento do parâmetro nitrato - Fonte: Autores (2023)

Wang *et al.* (2018) advertem que o nitrito é um cancerígeno reconhecido, não devendo ser negligenciado nos tratamentos, sob pena, dos efeitos prejudiciais no meio ambiente serem substanciais. Concordantemente, a literatura científica aponta os nitritos como responsáveis pelo aumento da toxicidade em lixiviados, após sua degradação (REIS, 2014).

A remoção desse parâmetro apresentou elevada eficiência nos dois filtros em estudo, sendo o maior alcance obtido para o F1, primeira campanha (100%).

O valor máximo para lançamento, estabelecido pelas resoluções pertinentes, é de 1 mg/L, resultado alcançado pelos dois filtros estudados, nas campanhas em que foi possível a verificação.

Após o tratamento por *stripping* de amônia seguido do tratamento biológico ativado, Fujii *et al.* (2019) alcançaram remoção de 96% de nitrato. Já Reis (2014) obteve uma redução média de 48% ao aplicar nanofiltração após biorreator com membranas inoculado com levedura.

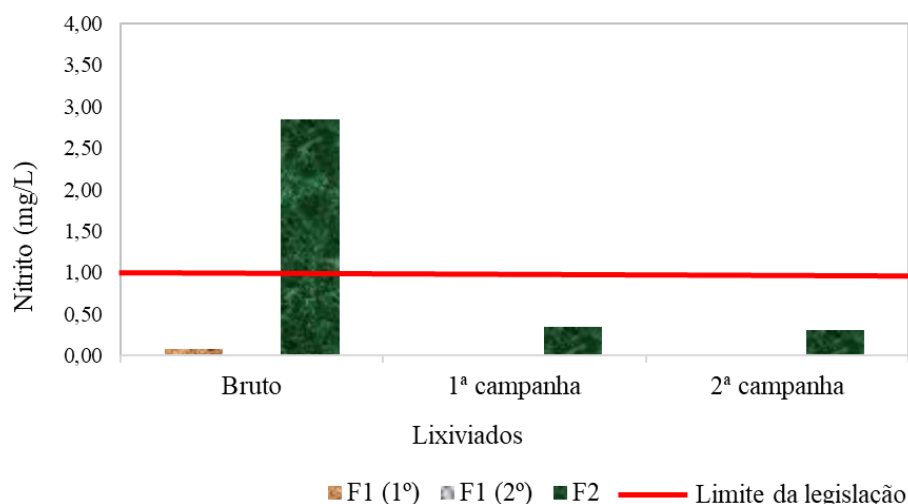


Figura 9 – Comportamento do parâmetro Nitrito - Fonte: Autores (2023)

A turbidez é uma propriedade física dos fluidos que se traduz na redução da transparência devido a presença de materiais em suspensão, conferida pela presença de sólidos suspensos, de caráter tanto orgânico quanto inorgânico, e de microrganismos (SILVA, 2020).

Os dois filtros em estudo apresentaram eficiência na redução da turbidez e o maior alcance foi observado no F1, primeira campanha (96,13%).

Para o enquadramento da turbidez, observou-se o estabelecido pela Resolução CONAMA n°357/2005, que determina que lançamentos em águas doces de classe 2 e 3 tenham no máximo 100uT, portanto, resultado alcançado nas duas campanhas realizadas para o F1.

No estudo desenvolvido por Cunha (2022), por meio da combinação entre adsorvente e coagulantes em dosagens específicas, obteve-se uma redução de 99,99% na turbidez. Rocha, Lucena e Porto (2020) através do uso do processo foto-fenton, usando a luz solar para potencializar as reações de degradação, obtiveram remoção de turbidez maior que 90%. Castilhos Junior, Dalsasso e Rohers (2010) perceberam um incremento na turbidez ao estudarem a filtração direta ascendente em coluna de carvão ativado, em pré-tratamento de lixiviados de aterros sanitários, fato atribuído, pelos autores, ao transpasse de flocos ocasionado no meio filtrante.

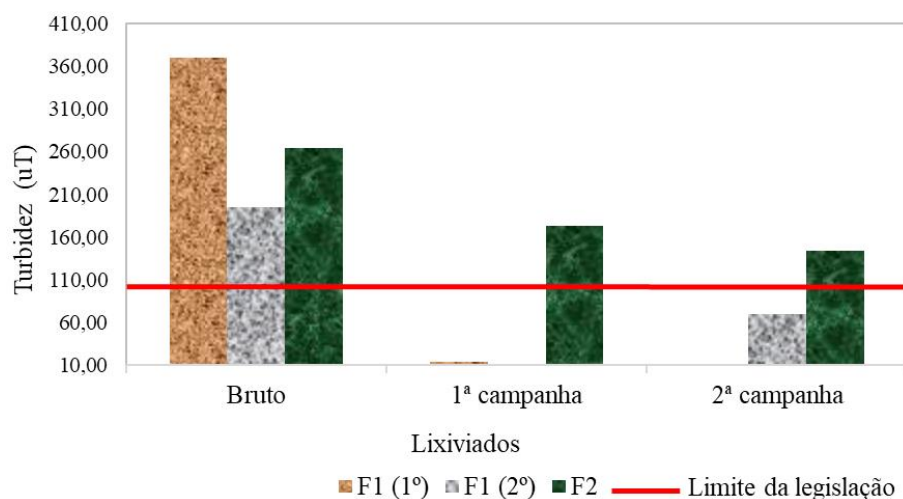


Figura 10 – Comportamento do parâmetro Turbidez - Fonte: Autores (2023)

Considerações Finais

Este estudo, inédito no Brasil, buscou avaliar a influência da granulométrica das cinzas provenientes da incineração de Resíduos Sólidos Perigosos (RSP) como elemento de filtração no tratamento de lixiviado de aterro sanitário e demonstrou que o Filtro 1 (com granulometria selecionada entre 2,0 mm e 1,2 mm), foi o mais eficiente na redução da concentração percentual dos parâmetros, sendo: seis na primeira campanha (cor aparente 95,7%, fósforo 100%, DQO 31,6%, nitrato 83,4%, nitrito 100% e turbidez 96,1%) e quatro na segunda (cor aparente 62,9%, fósforo 96,4%, DQO 75,7%, sólidos dissolvidos 10,3%).

Com exceção do comportamento observado para fósforo (F2, segunda campanha), os dois filtros (F1 e F2) apresentaram comportamento semelhante de redução e elevação dos mesmos parâmetros, diferindo apenas no percentual alcançado por cada filtro.

Esta pesquisa, é parte de uma pesquisa mais ampla em desenvolvimento, vem ajudando a compreender as características físicas e químicas das cinzas do incinerador e seu comportamento como meio filtrante do lixiviado do Aterro de Caucaia, abrindo possibilidades para experimentos em maior escala, reduzindo sua disposição sobre o solo e inaugurando uma linha de investigação para a engenharia sanitária e ambiental. Além disso, comparar os resultados do lixiviado tratado no sistema proposto com o tratado em outras tecnologias (já consolidadas) ajudará a entender em que medida as colunas de cinzas se aproximam dos padrões de lançamento (CONAMA e COEMA).

Agradecimentos

Os Autores agradecem ao CNPq - Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq 408682/2021-3), à Marquise Ambiental e ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará pelo apoio financeiro à pesquisa.

Referências Bibliográficas

AGUIAR, B. *et al.* 2002. Utilização de cinzas volantes de incineração de RSU. Disponível em: <https://repositorium.sdum.uminho.pt/bitstream/1822/19219/1/Lisboa.pdf>. Acesso em: 22 nov. 2022.

APHA. 2017. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 23 Ed. Washington: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. 2017. NBR 6.458: Solo - Determinação da massa específica, da massa específica aparente e da absorção de água. Rio de Janeiro, p.14.

_____. 2018. NBR 7.181: Método para análise granulométrica de solos, realizada por peneiramento ou por uma combinação de sedimentação e peneiramento. Rio de Janeiro, p.12.

_____. 2020. NBR 7.182: Solo – Ensaio de Compactação. Rio de Janeiro, p.9.

_____. 2021. NBR 13.292: Solo - Determinação do coeficiente de permeabilidade de solos granulares à carga constante. Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, p.13.

_____. 2021. NBR 14.545: Solo - Determinação do coeficiente de permeabilidade de solos argilosos à carga variável. Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, p.16.

BRASIL. 2005. Resolução CONAMA n° 357, de 17 de março de 2005. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. p.374.

_____. 2011. Resolução CONAMA n° 430, de 13 de maio de 2011. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. p.420.

CARARD, R. F. 2018. Tratamento de lixiviado de aterro por ozonização fotocatalítica com TiO₂. Dissertação (Mestrado em Inovações Tecnológicas) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, 164 f.

CASTILHOS JUNIOR, A. B.; DALSSASSO, R. L.; ROHERS, F. 2010. Pré-tratamento de lixiviados de aterros sanitário por filtração direta ascendente e coluna de carvão ativado. Eng. Sanit. Ambient., v. 15, n. 4, p.385-392.

CEARÁ. 2017. Resolução COEMA n° 02, de 02 de fevereiro de 2017. CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE.

CHÁVEZ-PORRAS, A.; RAMÍREZ-CONTRERAS, T.; CASALLAS-ORTEGA, N. 2019. Nitrificación em el tratamiento de lodos de lixiviados em um reactor biológico discontinuo secuencial – SBBR. Revista Producción + Limpia, v. 13, n. 1, p.75-82.

CLAVIER, K. A. *et al.* 2019. Risk and performance assessment of cement made using municipal solid waste incinerator bottom ash as a cement kiln feed. Resources, Conservation & Recycling, v. 146, p.270-279.

COSTA, A. F. 2021. Análise de risco à saúde humana por uso do solo contaminado por chorume na área do antigo lixão de Maceió. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Alagoas, Maceió. 103 f.

COUTINHO, N. C.; VIEIRA, C. M. F. 2016. Caracterização e incorporação de cinza de resíduo sólido urbano em cerâmica vermelha. Cerâmica, v. 62, p.249-255.

- DIJKSTRA, J. J. *et al.* 2019. O significado geológico de novos materiais antropogênicos: Depósitos de resíduos industriais e subprodutos. *Antropoceno*, v. 28, p.1-12.
- FORTALEZA. 2015. Lei nº 10.340, de 28 de abril de 2015. Diário Oficial do Município, Fortaleza, 28 abr. 2015.
- FUJII, E. H. *et al.* 2019. Composição granulométrica do filtro ascendente para pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário. *Eng. Sanit. Ambient.*, v. 24, n. 3, p.525-535.
- GODOI, M. C. S. 2019. Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por meio do processo de eletrocoagulação e filtração. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 52 f.
- IBIAPINA, D. S. *et al.* 2018. Proposição de um sistema de classificação das propriedades de forma de agregados caracterizados com o uso do processamento digital de imagens a partir de materiais oriundos do Brasil. *Transportes*, v. 26, n. 4.
- LEBRON, Y. A. R. *et al.* 2021. A survey on experiences in leachate treatment: common practices, differences worldwide and future perspectives. *Journal of Environmental Management*, v. 288, p.1-20.
- LI, X. *et al.* 2018. Utilization of municipal solid waste incineration bottom ash in autoclaved aerated concrete. *Construction and Building Materials*, v. 178, p.175-182.
- LIU, Y. *et al.* 2018a. Alkali-treated incineration bottom ash as supplementary cementitious materials. *Construction and Building Materials*, v. 179, p.371-378.
- LÔBO, E. M. P. S. 2006. Estudo comparativo das características dos líquidos percolados gerados no Aterro Metropolitano – PB e no Aterro da Muribeca – PE. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 127 f.
- MOREIRA, J. V. F. 2019. DNA metabarcoding da microbiota do chorume do aterro sanitário da cidade de Foz do Iguaçu-PR visando os processos de biorremediação. Monografia (Graduação em Biotecnologia) - Universidade Federal da Integração Latino-Americana, Foz do Iguaçu, 58 f.
- PATRA, S.; WHAUNG, S. T.; KWAN, W. L. 2017. Analysis of heavy metals in incineration bottom ash in Singapore and potential impact of pre-sorting on ash quality. *Energy Procedia*, v. 143, p.454-459.
- PINTO, B. H. A. 2018. Estudo de argamassas com adição de cinzas do processo de incineração de resíduos sólidos dos serviços de saúde. Artigo Científico (Graduação em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 24 f.
- REIS, B. G. 2014. Avaliação da eficiência de processos avançados na remoção de toxicidade de lixiviado de aterro sanitário. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 152 f.
- ROCHA, E. M.; LUCENA, L. G.; PORTO, C. A. 2020. Otimização do processo foto-fenton solar no tratamento de lixiviados de aterros sanitários. *Revista Tecnologia e Sociedade*, v. 16, n. 41, p.202-215.
- RODRIGUES, M. C. 2007. Tratamento eletrolítico de lixiviado de aterro sanitário. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, 109 f.
- ROEHRS, F. 2007. Tratamento físico-químico de lixiviado de aterro sanitário por filtração direta ascendente. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 128 f.
- SÁ, L. F.; JUCÁ, J. F. T.; MOTTA SOBRINHO, M. A. 2012. Tratamento do lixiviado de aterro sanitário usando destilador solar. *Ambi-Água, Taubaté*, v. 7, n. 1, p. 204-217.
- SILVA, B. L. *et al.* 2021. Pré-tratamento para redução dos parâmetros físicos-químicos do lixiviado gerado em aterros sanitários. *Research, Society and Development*, v. 10, n. 9, p. 1-10.
- SILVA, C. Z. 2017. Codigestão anaeróbia de lixiviado de aterro sanitário e glicerol. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, PR, 66 f.

SILVA, D. M. 2021. Caracterização do sistema de tratamento de resíduos sólidos urbanos de um aterro sanitário no interior da Amazônia legal. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária) - Faculdade de Educação e Meio Ambiente, Ariquemes – RO, 59 f.

SILVA, M. C. C. P. 2020. Remoção de nitrogênio e fósforo de lixiviado de aterro sanitário aplicado a *Chlorella sp.* immobilizada em matriz de alginato de cálcio. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, PB, 180 f.

SOUTO, G. D'A. B. 2009. Lixiviado de aterros sanitários brasileiros - estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar ("stripping"). Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 371 f.

VIANA, J. A. 2013. Estimativa da quantidade de resíduos de serviços de saúde (RSS) incinerada por nove hospitais públicos de Fortaleza-CE. Monografia (Graduação em Tecnologia em Gestão Ambiental) - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Fortaleza, 68 f.

VICENTE, B. M. 2021. Avaliação de processos para tratamento de lixiviados de aterros sanitários: análise comparativa de estudos desenvolvidos na UFRJ. Monografia (Graduação em Engenharia Química) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 110 f.

WANG, K. *et al.* 2018. Treatment of landfill leachate using activated sludge technology: a review. *Archaea*, p.1-10.

ZHU, W. *et al.* 2018a. Characterization of calcium-containing phases in alkali-activated municipal solid waste incineration bottom ash binder through chemical extraction and deconvoluted Fourier transform infrared spectra. *Journal of Cleaner Production*, v. 192, p.782-789.

DIAGNÓSTICO DO GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO MUNICÍPIO DE SÃO SEBASTIÃO DO CAÍ

1 Daiane Gerhardt Dick, 2 Maria Cristina de Almeida Silva, 3 Cristiano Poletto

1 Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: daiidick@hotmail.com; 2 Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: maria.almeida@ufrgs.br; 3 Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: cristiano.poletto@ufrgs.br

Palavras-chave: Compostagem; vermicompostagem; resíduos sólidos urbanos.

Resumo

O depósito de resíduos sólidos urbanos e a sua destinação inadequada é um dos grandes problemas na gestão dos municípios, não só do ponto de vista ambiental e social, mas também econômico. O gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos envolve diferentes órgãos da administração pública, do setor produtivo e da sociedade civil, com o propósito de realizar a limpeza urbana e o manejo, a fim de melhorar a qualidade de vida da população por meio do asseio da cidade. Desta forma, o diagnóstico da situação do gerenciamento de resíduos de um município é importante para subsidiar o planejamento das atividades do setor de limpeza urbana. Com as informações obtidas, é possível avaliar o potencial de reutilização, reciclagem e recuperação dos resíduos gerados, bem como possibilitar a adoção e melhorias de medidas relacionadas à limpeza pública. Neste contexto, o objetivo do presente trabalho, é realizar o diagnóstico do gerenciamento de resíduos sólidos urbanos do município de São Sebastião do Caí. Os resultados encontrados, apontam que toda população do município tem acesso a coleta seletiva domiciliar de resíduos pelo menos uma vez na semana. A parcela urbana tem acesso e é atendida pela coleta porta a porta, o que equivale a 80% da população. Os resíduos, após a coleta, seguem para uma Usina de Triagem e Reciclagem localizada em Tupandi/RS. Já os rejeitos e os resíduos orgânicos são encaminhados para o Aterro Sanitário de São Leopoldo/RS. A taxa de recuperação de materiais recicláveis do município é de 7,1%. Os resultados obtidos também evidenciaram que as iniciativas de compostagem e vermicompostagem existentes possuem caráter doméstico, incentivando a consciência ecológica do bairro e da comunidade escolar.

Introdução

A crescente geração de resíduos, decorrente do aumento do consumo de toda a população, está entre os maiores problemas ambientais do País (REZENDE et al., 2013). Entre 2010 e 2019, a geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) no Brasil registrou considerável incremento, passando de 67 para 79 milhões de toneladas por ano. Por sua vez, a geração per capita aumentou de 348 para 379 kg/ano (ABRELPE, 2020).

De acordo com a Lei Federal nº 14.026 de 2020, a “*limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos são constituídos pelas atividades e pela disponibilização e manutenção de infraestruturas e instalações operacionais de coleta, varrição manual e mecanizada, asseio e conservação urbana, transporte, transbordo, tratamento e destinação final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos domiciliares e dos resíduos de limpeza urbana*” (BRASIL, 2020). Desta forma, o gerenciamento integrado de RSU envolve diferentes órgãos da administração pública, do setor produtivo e da sociedade civil, com o propósito de realizar a limpeza urbana e o manejo dos RSU, a fim de melhorar a qualidade de vida da população por meio do asseio da cidade.

O diagnóstico da situação do gerenciamento de resíduos de um município é uma importante ferramenta, capaz de subsidiar o planejamento das atividades do setor de limpeza urbana. Com as informações obtidas, é possível avaliar o potencial de reutilização, reciclagem e recuperação dos resíduos gerados, bem como possibilitar a adoção e melhorias de medidas relacionadas à limpeza pública (SNSA, 2007).

Para realização do diagnóstico, algumas informações são necessárias: as características do município (localização, dinâmica populacional); informações sobre geração, acondicionamento, coleta e transporte; o tratamento e a disposição final. As características quali-quantitativas dos resíduos sólidos podem variar em função dos aspectos sociais, econômicos, culturais, geográficos e climáticos, ou seja, os mesmos fatores que também diferenciam as comunidades entre si (ALBERTIN et al, 2010).

Desta forma, este estudo teve como objetivo realizar um diagnóstico do gerenciamento de resíduos sólidos no município de São Sebastião do Caí.

Materiais e Métodos

O município de São Sebastião do Caí está localizado a uma latitude de 29°35'13" Sul e a uma longitude de 51°22'17" Oeste. (Figura 1). Segundo estimativa do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) para o ano de 2021, a área total do município é de 114,294 km² e encontra-se a uma distância de aproximadamente 66 km da capital Porto Alegre/RS. A população estimada do município é de 26.161 habitantes (IBGE, 2021), com uma densidade demográfica de 228,89 habitante por quilômetro quadrado (IBGE, 2010).

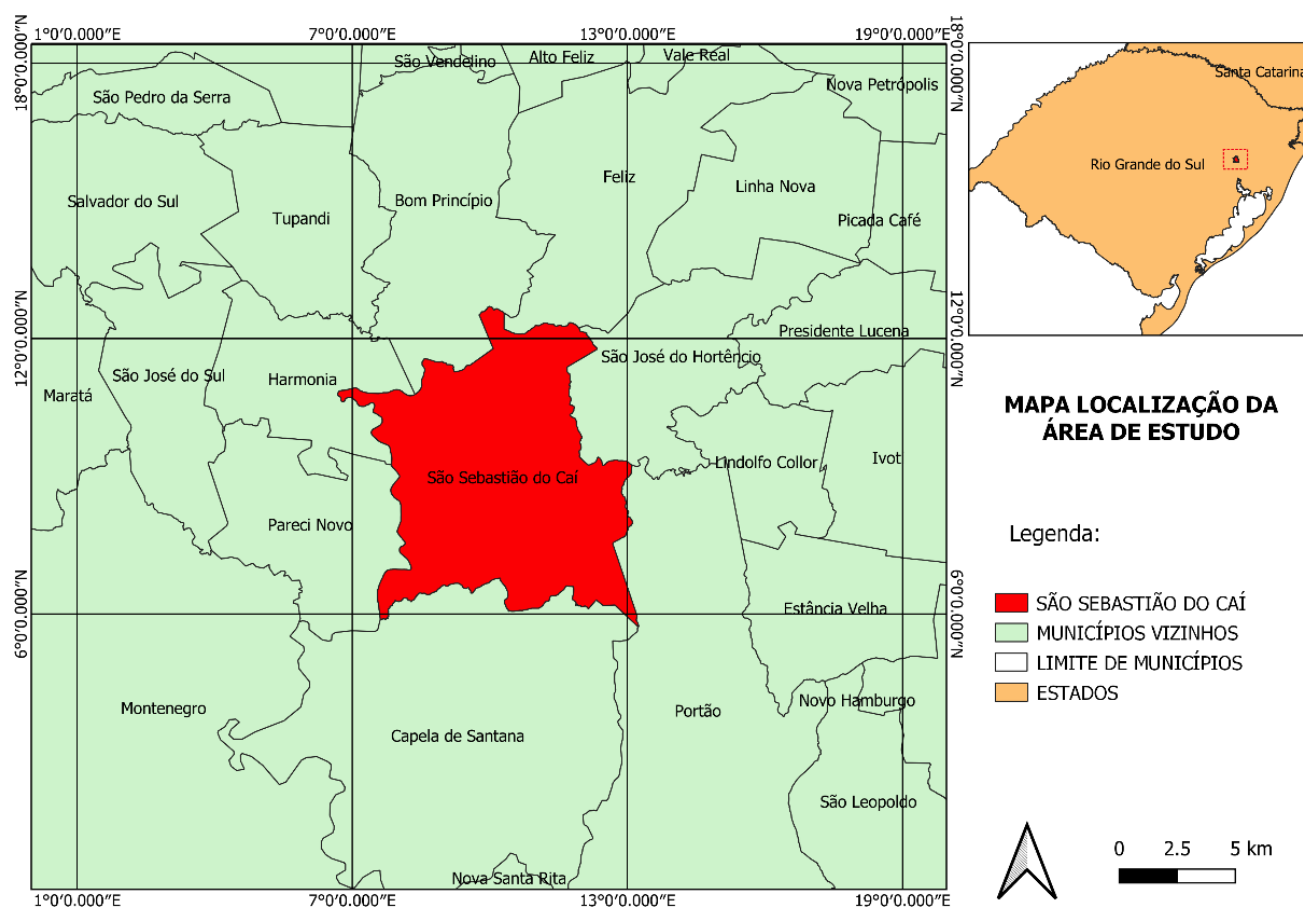


Figura 1: Mapa de localização da área de estudo.

O diagnóstico foi elaborado com base nos dados obtidos do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) e da Prefeitura Municipal de São Sebastião do Caí, através de série histórica de 12 anos (2009 a 2020). Foi realizada a análise quanto aos resíduos sólidos domiciliares gerados na cidade, quantidade, despesas, órgãos responsáveis pela coleta e transporte até o destino final em aterro sanitário.

Foi traçado um fluxograma com o caminho que os resíduos domiciliares percorrem, desde a coleta nas residências. Também buscou-se informações sobre Projetos de compostagem/vermicompostagem em andamento, realizados em Escolas Municipais, que visam aproveitamento da fração orgânica dos resíduos gerados no município.

Resultados e Discussão

Dados do município de São Sebastião do Caí que foram encaminhados ao SNIS, no ano de 2020, apontam que toda população de 25.959 habitantes tem acesso a coleta seletiva domiciliar de resíduos pelo menos uma vez na semana. Além disso, a parcela urbana de 20.841 habitantes tem acesso e é atendida pela coleta porta a porta, o que equivale a 80% da população.

Os dados de população urbana atendida com o serviço de coleta de resíduos – Resíduos Sólidos Domiciliares (RSD) e Resíduos Sólidos Públicos (RSP) - vêm se estabilizando nos últimos anos, conforme visualização da Figura 2. Isto representa que a população total urbana foi contemplada com os serviços de coleta em 2020, mas que parte da população rural ainda não possui atendimento. É possível então comparar a porcentagem da população contemplada por esse serviço. Neste caso, em 2020, 80% da população foi atendida pela coleta seletiva, sendo os 20% em desatendimento à parcela rural. (SNIS, 2021).

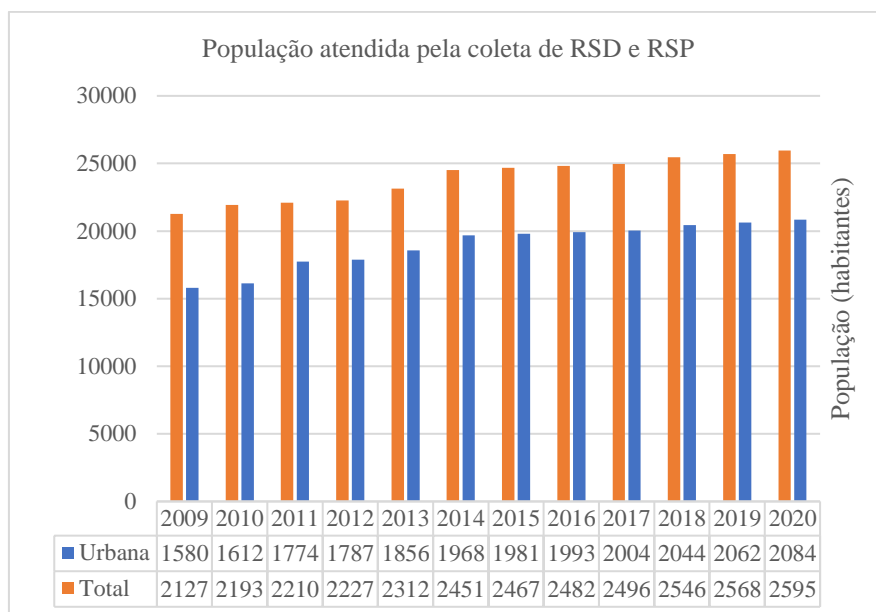


Figura 2: Gráfico da População atendida com o serviço de coleta de resíduos sólidos domésticos (RSD) e resíduos sólidos públicos (RSP) em São Sebastião do Caí.

De acordo com os dados da série histórica do SNIS, em 2011, 2012 e a partir de 2017 o município passou a conceder o serviço coleta de RSD e RSP a uma empresa terceirizada por licitação, sendo em 2020 um total de 4.740 toneladas de resíduos coletados. A frequência de coleta (diária, duas a três vezes por semana ou uma vez por semana) varia. Conforme dados apresentados na Figura 3, em 2020, 50% da população atendida possui coleta diária, 35% foi atendida duas a três vezes na semana e os outros 15% possuem coleta somente uma vez na semana. Além disso, desde 2016 os RSD e RSP são recolhidos de forma conjunta (SNIS, 2021).

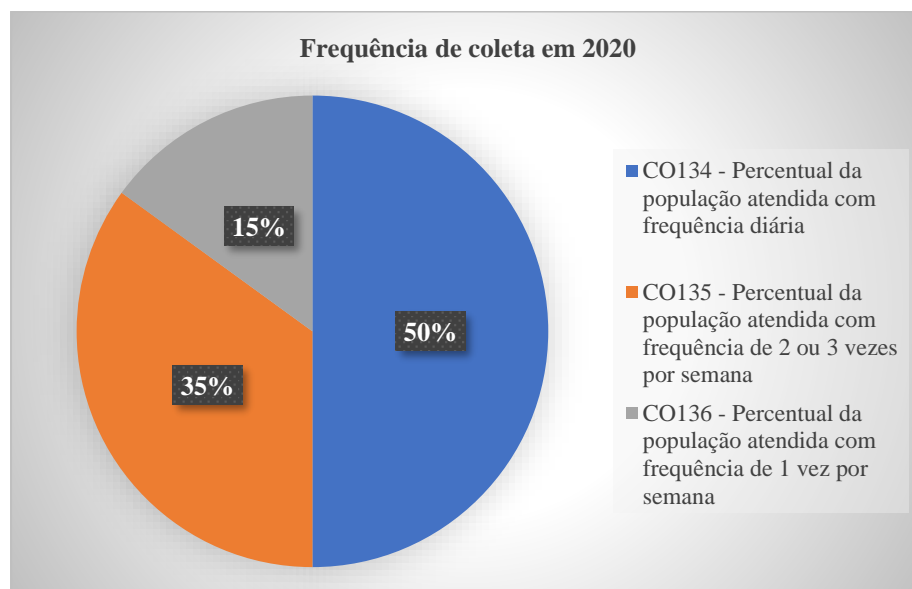


Figura 3: Gráfico da frequência de coleta de Resíduos Sólidos Domiciliares (RSD) e Resíduos Sólidos Públicos (RSP) em 2020.

Informações financeiras

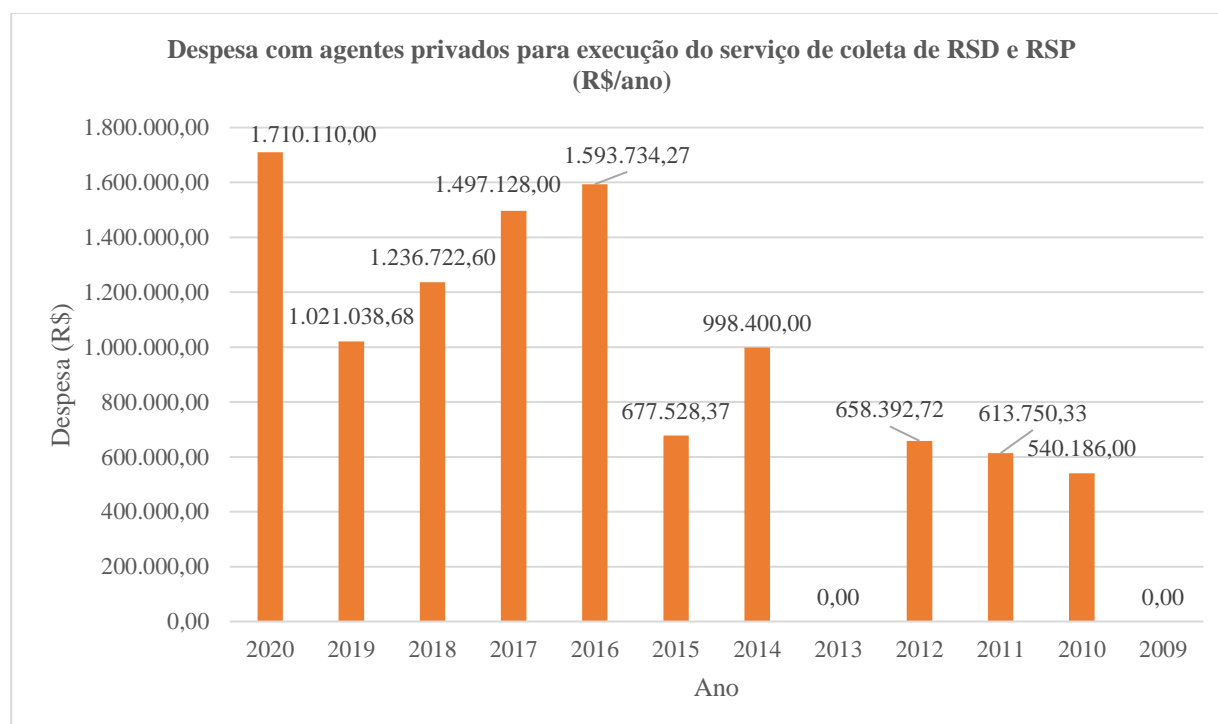
O montante anual de despesas com o serviço da coleta de Resíduos Sólidos Domiciliares (RSD) e Resíduos Sólidos Públicos (RSP) foi de R\$ 1.710.110,08 para o ano de 2020 (SNIS, 2021).

A coleta domiciliar e pública foi efetuada na maioria dos anos somente no período diurno (75%), com preço unitário do serviço de coleta diurna de RSD e RSP pago à empresa contratada, no final do ano de referência de 103,68 R\$/t, em 2012, e 202,98 R\$/t, em 2015 (Figura 4). Se o respectivo valor incluir a execução de outros tantos serviços que o descaracterizam com coleta de RSD e RSP, o campo não deveria ser preenchido. Por isso, não há informação disponível presumindo tal situação nos anos de 2016 a 2020 (SNIS, 2021).



Figura 4: Gráfico do valor do serviço de coleta de Resíduos Sólidos Domiciliares (RSD) e Resíduos Sólidos Públicos (RSP) em São Sebastião do Caí.

A Prefeitura Municipal de São Sebastião do Caí (prestadora) cobra pelos serviços de coleta regular, transporte e destinação final de RSU com taxa específica que consta no IPTU. Os valores de despesa com agentes privados para execução destes serviços alcançaram o mínimo em 2010 de R\$ 510.186 e o máximo em 2020 de R\$ 1.710.110, evidenciando que os custos variam com a quantidade e também com as despesas reais, como combustível e mão de obra que crescem ano a ano (SNIS, 2021). Tais dados são apresentados na Figura 5.



OBS: No ano de 2013 não foram disponibilizados dados no SNIS.

Figura 5: Gráfico das despesas totais anuais com empresas privadas para coleta e destinação de Resíduos Sólidos Domiciliares (RSD) e Resíduos Sólidos Públicos (RSP).

Situação do gerenciamento de RSD e RSP no município

Com base nos dados obtidos da série histórica do SNIS de 2009 a 2020, o órgão responsável pela limpeza urbana e manejo de RSU no município é a Secretaria Municipal da Administração, Planejamento e Meio Ambiente (SEPLAN).

O destino dos RSD e RSP após a coleta variou ao longo dos anos. Em 2009 eram transportados até o Aterro Sanitário em Minas do Leão/RS, mas a partir de 2013 foram dispostos em municípios mais próximos, como Tupandi/RS e o Aterro Sanitário em São Leopoldo/RS (SNIS,2021).

A partir de contato telefônico com funcionários do setor de meio ambiente da Prefeitura Municipal, foram obtidas informações referentes à destinação dos resíduos. Foi informado que os RSD e RSP, após a coleta, seguem para uma Usina de Triagem e Reciclagem localizada em Tupandi/RS. Já os rejeitos e os orgânicos são encaminhados para o Aterro Sanitário de São Leopoldo/RS.

A empresa Junges Soluções em Limpeza Urbana é a prestadora de serviços contratada através de licitação, que atende São Sebastião do Caí e mais 15 municípios das regiões do Vale do Caí, Vale do Sinos e Serra Gaúcha. Os serviços incluem a coleta, transporte e destinação final dos RSD e RSP gerados por milhares de pessoas.

Não existe catadores organizados em Cooperativas ou Associações desde o ano de 2011, porém há catadores de materiais recicláveis dispersos pela cidade. Houve, portanto, somente uma entidade associativa no município nos anos 2009 e 2010, com um total de 31 associados para este mesmo período (SNIS, 2021). Há falta da integração sustentável deste trabalho em conjunto com a administração municipal e que separem a fração orgânica dos rejeitos e a recuperem. Isso reflete na taxa de recuperação de materiais recicláveis do município, em que, com exceção da matéria orgânica e rejeitos, somente 7,1% dos resíduos são de fato reciclados (SNIS, 2021).

Os percentuais de cada material reciclado em 2020 (exceto orgânicos e rejeitos) estão dispostos na Figura 6, em ordem decrescente. Das classes de resíduos apresentadas, a maior recuperação por reciclagem foi de 30% para papel e papelão, 25% para plásticos, 20% para metais, 15% para outros materiais (exceto pneus e eletrônicos) e 10% para vidros. Porém, em comparação com os dados de outros anos (Tabela 1) percebe-se que não há um controle ou meta dos materiais a serem reciclados. Isso ocorre em virtude de as quantidades de resíduos variarem muito ao longo dos anos, o que dificulta a confiabilidade dos dados.

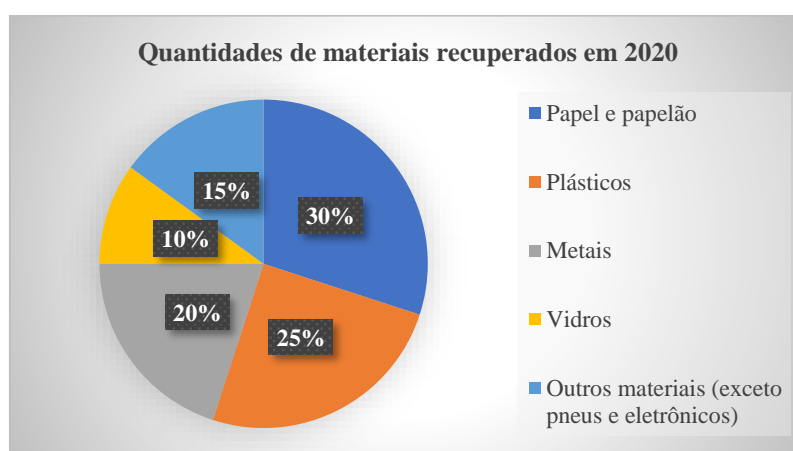


Figura 6: Gráfico da quantidade de materiais recuperados em 2020.

Tabela 1: Quantidade de materiais recuperados (t/ano) de 2009 a 2020.

Ano	Quantidade total de materiais recicláveis recuperados (t)	Papel e papelão recicláveis recuperados (t)	Plásticos recicláveis recuperados (t)	Metais recicláveis recuperados (t)	Vidros recicláveis recuperados (t)	Outros materiais recicláveis recuperados (exceto pneus e eletrônicos) (t)
2020	336,5	101	84,1	67,3	33,6	50,5
2019	576	172,8	144	115,2	57,6	86,4
2018	384	115,2	96	76,8	38,4	57,6
2017	1.600	480	400	320	160	240
2016	600	180	150	120	60	90
2015	114	84	15	10	2	3
2014	66,3	8	11,9	28,6	8,5	9,3
2013	-	-	-	-	-	-
2012	-	-	-	-	-	-
2011	-	-	-	-	-	-
2010	100	48	18	20	5	9
2009	95	45	15	20	5	10

OBS: sem dados (-)

A parcela de orgânicos é uma importante fração dos RSD, mas pouco ou quase nada de dados se tem das quantidades, destino, metodologias de tratamento e disposição final destes resíduos em sistemas oficiais. No município há contêineres para coleta seletiva na região central e bairros próximos, uma para recicláveis e outra para não recicláveis (Figura 7).



Figura 7: Contêineres para disposição: (a) material reciclável e (b) material não reciclável, ambos localizados na região central do município.

Nas identificações dos contêineres e nos dados obtidos no site da empresa prestadora Junges (2022) é possível ver a atual segregação de RSD implementada no município: **1) Reciclável:** popularmente denominado como “lixo seco”, inclui embalagens PET, latas de alumínio, copos plásticos de café e água, sacos e recipientes plásticos, garrafas e copos de vidro, jornais e revistas, folhas de caderno e papelão, caixas de leite longa vida, sucatas em geral; **2) Não reciclável:** popularmente denominado como “lixo orgânico”, inclui restos de alimentos, cascas de frutas, papel higiênico, papeis sujos e engordurados, sacos de chá e café, folhas e restos de grama, erva mate.

Tal segregação é problemática para uma possível destinação da fração orgânica para compostagem, pois o papel higiênico contém patogênicos que geram um adubo impróprio para a comercialização e consumo, trazendo riscos à saúde e podendo propagar doenças.

Rota dos RSU no município

Com as informações acima mostradas, é possível estabelecer um fluxograma com o caminho dos resíduos, desde a sua geração nos domicílios até a destinação final em aterro sanitário ou reciclagem, conforme mostrado na Figura 8. Destaca-se que atualmente a empresa Junges Soluções de Limpeza Urbana é a entidade privada que faz a coleta e triagem dos resíduos do município e de outros municípios vizinhos, separa a fração em orgânico e seco em uma Usina de Triagem no município de Tupandi/RS, onde fica localizada a sua sede.

Posteriormente, a parcela orgânica que inclui os rejeitos é enviada ao Aterro Sanitário em São Leopoldo da Companhia Riograndense de Valorização de Resíduos (CRVR). Já a parcela reciclável é separada, comercializada e retorna para fabricação de novos produtos.

A partir dos dados apresentados, fica evidente a necessidade de uma gestão de resíduos mais eficiente e em prol do desenvolvimento mais sustentável no município. Reduzir custos de destino, tratar resíduos orgânicos como recursos prioritários de compostagem unindo boas práticas de não geração e segregação adequada é prezar pelo futuro.



Figura 8: Caminho dos resíduos de São Sebastião do Caí.

Projetos de compostagem/vermicompostagem em andamento

Neste sentido, uma escola vem se mobilizando com esta área temática no ensino e aprendizagem dos alunos para aplicação dos conceitos, incentivando práticas para melhorar a realidade municipal. O projeto “Vermicompostagem: uma ideia sustentável”, desenvolvido nas turmas de terceiro ano do Ensino Fundamental da Escola Municipal Conceição em junho de 2021, é exemplo.

No projeto a vermicompostagem partiu da curiosidade dos alunos sobre as minhocas e como é possível de forma sustentável reaproveitar os resíduos orgânicos da escola. Logo, conceitos relativos à compostagem, vermicompostagem, resíduos, rejeitos e sustentabilidade foram discutidos de forma multidisciplinar em sala de aula e composteiras passaram a fazer parte do ambiente escolar. O vermicomposto e o biofertilizante líquido produzido no ambiente escolar foi utilizado nos vasos de flores, folhagens da escola e para a revitalização de uma antiga horta (Figura 9) (MOSTRATEC JÚNIOR, 2021).



Figura 9: Revitalização da horta escolar.

Com dedicação da comunidade escolar e envolvidos, o projeto recebeu premiações e destaque regional e nacional (MOSTRATEC JÚNIOR, 2021), evidenciando que o tema pode e deve ser abordado de forma mais profunda no município. O envolvimento da escola e comunidade reativou uma composteira de chão que já havia sido implementada anos atrás por um projeto de uma turma, mas que na época não seguiu em uso, fomentando a necessidade de acompanhamento e mobilização de toda escola para manutenção e cuidados com a prática. A composteira em questão foi reativada tirando escombros que estavam sobre a mesma, revolvendo o solo e colocando uma porção de húmus. Em seguida foram adicionados os resíduos orgânicos provenientes da cozinha da escola e cobertos com serragem ou folhas secas advindas da própria varrição do pátio da escola.

Deste modo, pode-se afirmar que das metodologias de compostagem e/ou vermicompostagem já implementadas ou fomentadas no município, as práticas descentralizadas e residenciais/escolares são as mais recorrentes devido a fácil mão de obra e interesse da população no uso do húmus/composto e biofertilizante líquido.

Considerações Finais

Os resultados encontrados, apontam que toda população do município tem acesso a coleta seletiva domiciliar de resíduos pelo menos uma vez na semana. A parcela urbana tem acesso e é atendida pela coleta porta a porta, o que equivale a 80% da população. Em 2020, um total de 4.740 toneladas de resíduos foram coletados. A frequência de coleta em 2020 foi: 50% da população atendida possui coleta diária, 35% foi atendida duas a três vezes na semana e os outros 15% possuem coleta somente uma vez na semana.

A Prefeitura Municipal cobra pelos serviços de coleta regular, transporte e destinação final de RSU com taxa específica que consta no IPTU. Os valores de despesa com agentes privados para execução destes serviços variaram no período avaliado, evidenciando que os custos variam com a quantidade e também com as despesas reais, como combustível e mão de obra que crescem ano a ano.

Os RSD e RSP, após a coleta, seguem para uma Usina de Triagem e Reciclagem localizada em Tupandi/RS. Já os rejeitos e os orgânicos são encaminhados para o Aterro Sanitário de São Leopoldo/RS. Não existe catadores organizados em Cooperativas ou Associações, porém há catadores de materiais recicláveis dispersos pela cidade. Destaca-se a falta da integração sustentável deste trabalho em conjunto com a administração municipal. Isso reflete na taxa de recuperação de materiais recicláveis do município, em que, com exceção da matéria orgânica e rejeitos, somente 7,1% dos resíduos são de fato reciclados.

Os resultados obtidos do diagnóstico dos resíduos evidenciaram que as iniciativas de compostagem e vermicompostagem existentes possuem caráter doméstico, incentivando a consciência ecológica do bairro e da comunidade escolar. Recomenda-se, em estudos posteriores, adquirir mais dados e informações precisas das frações orgânicas em contato com o município através de questionários e entrevistas em escolas. Também aconselha-se roteirizar novo sistema de coletas para prever possíveis gastos excessivos com a rota atual de coleta e transporte dos resíduos até sua triagem e destinação final.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, agradeço também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - Prof.Água, Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº. 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

Referências Bibliográficas

ABRELPE - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESA DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (2020). Panorama Nacional de Resíduos Sólidos 2020. Disponível em: < <https://abrelpe.org.br/panorama-2020/>>. Acesso em: dez. de 2022.

ALBERTIN, Ricardo Massulo et al. (2010) Diagnóstico da gestão dos resíduos sólidos urbanos do município de Flórida Paraná. **Revista Agro@mbiente On-line**, v. 4, n. 2, p. 118-125.

BRASIL (2020). Lei Federal nº 14.026 de 2020 - Atualiza o marco legal do saneamento básico. Disponível em: < <https://www.in.gov.br/web/dou/-/lei-n-14.026-de-15-de-julho-de-2020-267035421> >. Acesso em: dez. 2022.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE (2010). Censo Demográfico - 2010. Disponível em: <<https://censo2010.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 04 abr. 2022.

JUNGES SOLUÇÕES EM LIMPEZA URBANA (2022). Disponível em:< <http://www.jungessolucoes.com.br/>>. Acesso em: 17 de abr. 2022.

MOSTRATEC JUNIOR - Mostra Internacional de Ciência e Tecnologia (2021). **Vermicompostagem: uma ideia sustentável**. 2021. Disponível em:<<https://www.virtual.mostratec.com.br/projeto-mj/vermicompostagem-uma-ideia-sustentavel/>>. Acesso em: 17 abr. 2022.

REZENDE, J. H. et al (2013). Composição gravimétrica e peso específico dos resíduos sólidos urbanos em Jaú (SP). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 18, p. 1-8.

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (2022). **Diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos**. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br>>. Acesso em: 04 abr. 2022.

SNSA - SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL (2009). Diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos - 2007. Brasília, 2009, 262 p.

LAVAGEM ÁCIDA E BÁSICA COMO ALTERNATIVA SIMPLES E EFICIENTE PARA VALORAÇÃO DE RESÍDUO INDUSTRIAL DA QUEIMA DA CASCA DE ARROZ

1 Larissa Crestani, 2 Danielli Martins Sanderi, 3 Yasmin Vieira, 4 Guilherme Luiz Dotto

1Universidade Federal de Santa Maria, e-mail: larissacrestani@live.com; 2Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: danisanderi@gmail.com; 3Universidade de Santa Maria, e-mail: y.cortinavieira@gmail.com; 4Universidade Federal de Santa Maria, e-mail: guilherme_dotto@yahoo.com.br

Palavras-chave: carvão ativado, adsorção, azul de metileno

Resumo

A queima da casca de arroz produz sílica natural que gera consequentemente um carvão com excelentes propriedades como alta área de superfície e estrutura porosa. Devido a esses atributos, o carvão obtido é um excelente adsorvente para diferentes poluentes como corantes, compostos orgânicos voláteis, metais pesados e pesticidas. Com apenas pequenas modificações que podem ser feitas in loco ou no sítio industrial, como lavagem ácido base, agregam para que esse resíduo saia da indústria para aplicações práticas ao invés de destinação em aterros, gerando lucros ao invés de custos. Deste modo, este estudo tem como objetivo aprimorar as propriedades de adsorção de um resíduo industrial da queima casca de arroz através da lavagem com ácido e base. O carvão bruto foi modificado, primeiramente, com ácido clorídrico, em seguida com hidróxido de sódio. As características morfológicas foram investigadas por técnicas de análise estrutural, e a eficiência foi verificada através da adsorção de corante azul de metileno, uma molécula que responde tanto como poluente modelo pelo seu tamanho, além de ser um poluente altamente descartado localmente após processo de tingimento e valorização de rochas e minerais para exportação do Rio Grande do Sul. A adsorção do corante azul de metileno foi investigada em experimentos cinéticos em lote com concentração de 10 mg/L, dosagem de 0,05 g/L, 25 °C e pH 6,7. Os dados foram correlacionados com modelos cinéticos. Os resultados da caracterização demonstraram que as propriedades do carvão melhoraram com a modificação, apresentando uma estrutura mais porosa (0,284 para 0,584 cm³/g), com maior área superficial (486,29 para 894,18 cm²/g) e grupos funcionais que contribuem para a adsorção. A remoção do azul de metileno (120 min) foi de 78% para o carvão bruto e 97% para o carvão modificado. A adsorção do carvão modificado foi maior e mais rápida que o carvão bruto, com capacidades experimentais de adsorção experimentais de 144,78 mg/g para o carvão bruto e 180,78 mg/g para o carvão modificado. Os parâmetros cinéticos foram melhor ajustados pelo modelo de Avrami, R² e R² ajustado 0,99, erro menor que 2,8. Deste modo, os resultados mostram que a lavagem ácida e básica foi eficiente para melhorar as propriedades do resíduo industrial da queima da casca de arroz e a adsorção do corante azul de metileno. O carvão modificado mostrou-se um produto de alto valor agregado para a indústria, sendo uma opção sustentável e renovável para melhorar a qualidade ambiental e uma alternativa de economia circular para a indústria.

Introdução

O carvão de casca de arroz é um material poroso e amorfo obtido pela pirólise das cascas de arroz, apresentando uma superfície extremamente ampla, o que o torna um adsorvente altamente eficaz. Suas propriedades incluem alta área superficial, permitindo que ele acomode uma grande quantidade de contaminantes, e boa capacidade de adsorção, o que possibilita a remoção de impurezas da água, ar e gases de combustão. Além disso, suas múltiplas aplicações em áreas como tratamento de água, purificação do ar e remoção de contaminantes destacam sua versatilidade (Hossain et al., 2013; Khan et al., 2011; Wang et al., 2014). O uso do carvão de casca de arroz é também uma opção sustentável e renovável para melhorar a qualidade do meio ambiente. Deste modo, estudos têm demonstrado o potencial da casca de arroz como matéria-prima na produção de carvão ativado com aplicações diversas (Ahmad et al., 2020; Reis et al., 2015; Silva et al., 2017; Singh et al., 2016; Tabassam et al., 2022).

Nesse contexto, a casca de arroz desponta como uma alternativa promissora, uma vez que é um subproduto agrícola abundante no Brasil, geralmente subaproveitado e muitas vezes descartado. Nas indústrias, a queima da casca de arroz é amplamente utilizada para diferentes finalidades, como fonte de energia renovável, produção de sílica natural, utilizações agrícolas, materiais de construção, entre outros (Asadi et al., 2021; Goodman, 2020). Essa queima gera um resíduo que é composto por uma mistura de cinzas (composta principalmente por óxido de silício) e um carvão de alto teor de carbono (com excelentes propriedades) (Asadi et al., 2021). Esse resíduo possui potencial para ser reaproveitados em outros processos, como a adsorção, em função das propriedades do carvão que tornam-no eficiente na remoção de substâncias indesejadas em diversos processos industriais e tratamento de água (Asadi et al., 2021; Goodman, 2020; Khan et al., 2011; Li et al., 2012; Mohamed; El-Gendy, 2014; Silva et al., 2017). Essa alternativa torna o processo ainda mais sustentável, trazendo a possibilidade de uma economia circular.

O tratamento do carvão de casca de arroz é essencial para produzir carvão ativado com propriedades aprimoradas. Esse processo pode envolver diferentes tratamentos (pré-tratamento, ativação, secagem) com condições desde brandas a intensas, podendo ser químicos, físicos, até mesmo a junção de ambos (Reis et al., 2015; Silva et al., 2017; Singh et al., 2016; Wazir et

al., 2023). Modificações mais brandas que podem ser feitas in loco ou no sítio industrial, favorecem a valorização de um resíduo industrial, permitindo diminuir custos com a destinação em aterros e gerar lucros com um produto com valor agregado para aplicações práticas. A modificação cria poros que aumentam a capacidade de adsorção do carvão. Com isso, o carvão de casca de arroz tratado se torna eficiente na remoção de contaminantes, reduzindo custos de manutenção (Tabassam et al., 2022; Wang et al., 2023). No estudo conduzido por Reis et al. (2015), foi empregado um método de ativação química com ácido fosfórico para produzir o carvão ativado a partir da casca de arroz. Posteriormente, esse carvão ativado foi submetido a testes visando sua capacidade de remover pesticidas da água. Os resultados foram extremamente promissores, mostrando que o carvão ativado obteve eficiências superiores a 90% na remoção dos pesticidas, demonstrando sua eficácia como material adsorvente. Outro estudo conduzido por Singh et al. (2016) também utilizou casca de arroz como precursor para a produção de carvão ativado, porém, adotou-se um método de ativação física com vapor d'água. O carvão ativado resultante foi então avaliado em sua capacidade de remover corantes da água. Os resultados foram notáveis, com o carvão ativado apresentando eficiências superiores a 95% na remoção dos corantes, destacando seu potencial como agente de purificação de água. Adicionalmente, Silva et al. (2017) investigaram diferentes agentes ativadores, como ácido fosfórico, hidróxido de sódio e peróxido de hidrogênio, para produzir carvão ativado a partir da casca de arroz. Em seguida, testaram o carvão ativado obtido para verificar sua eficiência na remoção de metais pesados da água. Os resultados indicaram que o carvão ativado mostrou-se altamente eficaz, alcançando eficiências superiores a 90% na remoção dos metais pesados, ressaltando sua potencialidade como agente de tratamento de águas contaminadas.

A técnica de adsorção utilizando carvão ativado tem se mostrado altamente eficaz na remoção de contaminantes da água, devido à sua vasta área de superfície e estrutura porosa, que lhe conferem a capacidade de adsorver diversos tipos de contaminantes, como compostos orgânicos voláteis, corantes, metais pesados e pesticidas (Ahmad et al., 2020; Diehl et al., 2023; Grabi et al., 2022; Sah et al., 2022; Streit et al., 2023). Os corantes são uma das principais fontes de poluição da água, sua presença é em função do amplo uso em processos industriais, como papel, têxtil, galvanoplastia, celulose, alimentos, cosméticos, rochas e minerais. A exemplo disso, é o tingimento e valorização de rochas e minerais no Rio Grande do Sul, que necessita de grandes volumes de água e utiliza diferentes corantes, gerando elevadas quantidades de efluentes com altas concentração de corantes, que caso não tratados adequadamente podem causar danos ao ecossistema. Um exemplo é o azul de metileno, um corante catiônico, que é altamente resistente à degradação, devido à sua complexa estrutura aromática e propriedades xenobióticas, sendo prejudicial a vida aquática e humana em grande exposição (Argal; Singh, 2016; Benjelloun et al., 2021; Sah et al., 2022).

A crescente preocupação com a sustentabilidade e a conservação dos recursos naturais tem impulsionado a pesquisa em direção a soluções mais amigáveis ao meio ambiente. Por isso, estudos no desenvolvimento de materiais adsorventes com matérias primas alternativas vêm sendo executados (Ahmad et al., 2020; Diehl et al., 2023; Grabi et al., 2022; Sah et al., 2022; Streit et al., 2023). Essas descobertas reforçam a importância da pesquisa contínua no desenvolvimento de tecnologias de tratamento de água mais acessíveis, sustentáveis e eficientes, a fim de combater a poluição causada por corantes e outros contaminantes industriais. O uso da casca de arroz como precursor para produção de carvão ativado é uma das promissoras soluções, não apenas pela perspectiva econômica, mas também por sua relevância no contexto da sustentabilidade e preservação ambiental. Deste modo, o objetivo deste estudo foi avaliar a valorização de um resíduo industrial carbonáceo derivado da queima da casca de arroz para produção de sílica natural, através de uma modificação simples com lavagem ácida e básica, para alavancar as propriedades de adsorção do material e remoção do corante azul de metileno.

Material e Métodos

Tratamento/Preparação do material

O carvão bruto (CB) naturalmente impregnado de silicato de sódio, resíduo da queima da casca de arroz para produção de sílica natural, foi fornecido da empresa Orysazil (Itaqui/RS). Esse carvão foi modificado, nomeado CM, por meio de uma lavagem ácida e básica, para a remoção de compostos orgânicos e inorgânicos presentes no carvão. Primeiramente, o CB foi misturado com uma solução de ácido clorídrico (HCl) 1 mol/L na proporção 1:1,5 (v/v), com agitação magnética por 1 h. Em seguida, foram realizadas sucessivas lavagens com água destilada até a neutralização. Após, o material foi seco em estufa a 100°C por 24 h. O material seco foi misturado com uma solução de hidróxido de sódio (NaOH) 1 mol/L e realizado o mesmo processo descrito anteriormente para lavagem ácida.

Caracterizações

A área superficial, volume de poros e tamanho médio dos poros foram determinados por isotermas de adsorção/dessorção de nitrogênio (MICROMERITCS, ASAP 2020), usando os métodos Brunauer Emmett Teller (BET) e Barret Joyner Halenda (BJH). Os grupos funcionais dos materiais foram determinados por Espectroscopia no Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR) em espectrofotômetro (SHIMADZU, IRPrestige-21), usando o método de transmitância em pastilha de KBr e faixa de leitura de 4000 a 400 cm^{-1} .

Ensaio de adsorção

O corante AM (CAS N° X, $\text{C}_{16}\text{H}_{18}\text{ClN}_3\text{S}$, 319,85 g/mol) foi adquirido da Sigma-Aldrich. As concentrações do corante AM foram determinadas por espectrofotometria (SHIMADZU, UVmini-1240), conforme curva padrão determinada em 664 nm ($[\text{AM}] = 6,2513 \cdot \text{absorbância}$; $R^2 = 0,9979$). O ensaio cinético de adsorção do corante AM foi conduzido à 25°C e pH 6,7,

com 100 mL da solução do corante na concentração de 10 mg/L e dosagem de adsorvente de 0,05 g/L. Alíquotas foram retiradas no intervalo de 0 a 120 minutos, em tempos determinados. A remoção do corante e a capacidade de adsorção foram determinadas de acordo com as Equações 1 e 2, respectivamente.

$$R (\%) = \frac{C_i - C_t}{C_i} \times 100 \quad (1)$$

$$q_t = \frac{C_i - C_t}{m} \times V \quad (2)$$

Onde: R é a remoção (%), C_i é a concentração inicial do contaminante (mg/L), C_t a concentração do contaminante no tempo t (mg/L), q_t é a máxima capacidade de adsorção no equilíbrio (mg/g), m a massa de adsorvente em base seca (g), V o volume da fase líquida (L).

O comportamento cinético foi correlacionado aos modelos de pseudo-reacionais de primeira ordem, Equação 3 (Lagergren, 1898) e segunda ordem, Equação 4 (Ho; Mckay, 2000; Ho; Mckay, 1999), Avrami, Equação 5 (Avrami, 1939) e Elovich, Equação 6 (Elovich; Larionov, 1962). Os ajustes dos parâmetros dos modelos cinéticos aos dados experimentais foram realizados utilizando o Software OriginPro 7 (OriginLab Corporation, EUA).

$$q_t = q_1 \times (1 - \exp(-k_1 \times t)) \quad (3)$$

$$q_t = \frac{t}{\left(\frac{1}{k_2 \times q_2^2}\right) + \left(\frac{t}{q_2}\right)} \quad (4)$$

$$q_t = q_{AM} \times (1 - \exp(-k_{AM} \times t)^n) \quad (5)$$

$$q_t = \frac{1}{\alpha} \times l(1 + \alpha\beta t) \quad (6)$$

Onde: q_t é a capacidade de adsorção no tempo (mg/g), q_1 e q_2 e q_{AM} são os valores teóricos da capacidade de adsorção (mg/g), k_1 é a constante de velocidade de pseudo-primeira ordem (min^{-1}), k_2 é a constante de velocidade de pseudo-segunda ordem (g/mg/min), k_{AM} é a constante de velocidade de avrami (min^{-1}), n é o expoente de avrami, t é o tempo (min), α é a taxa de adsorção inicial (mg/g/min), β é a constante de dessorção (mg/g).

Resultados e Discussão

Caracterizações dos carvões

As propriedades superficiais do CB e CM são mostradas na Tabela 1, observa-se um incremento nas propriedades do CB após a modificação ácida e básica, apresentando uma estrutura mais porosa e com maior área superficial. A área superficial aumentou cerca de 1,83 vezes (486,29 para 894,18 cm^2/g), o volume total de poros 1,98 vezes (0,284 para 0,584 cm^3/g) e o diâmetro médio dos poros 1,21 vezes (3,7 para 4,5 nm). Os valores dos tamanhos dos poros indicam que o CB e CM são materiais mesoporosos (2 a 50 nm). Deste modo, mostra que a modificação foi eficiente para remover as impurezas (orgânicas e inorgânicas), principalmente cinzas, corroborando para melhorar as propriedades de adsorção do material. Resultado semelhante foi obtido por Wazir et al. (2023) que obtiveram uma área superficial de 729,4 m^2/g para o carvão de casca de arroz impregnado com hidróxido de sódio, após ativá-lo por 1 h em um ambiente de nitrogênio a 900 °C.

Adsorvente	Área superficial (m^2/g)	Volume de poros (cm^3/g)	Diâmetro médio dos poros (nm)
CB	486,29	0,284	3,7
CM	894,18	0,565	4,5

Tabela 1: Análise de BET e BJH do CB e CM.

Na Figura 1 são apresentados os espectros de FTIR do CB e CM utilizados para identificar os grupos funcionais. As bandas em comum no CB e CM foram em 3430, 1630 a 1650, 1040, 782 e 465 cm^{-1} , porém com menor intensidade no CM em comparação ao CB, evidenciando uma modificação bem-sucedida, como observado na análise superficial. As bandas 3430 cm^{-1} e 1630 a 1650 cm^{-1} correspondem ao estiramento e flexão do grupo hidroxila OH (Ahmad et al., 2020; Sah et al., 2022). Além disso, as bandas em 1630 a 1650 cm^{-1} também são associadas a C=O/C=C, ligações de anel aromático ou ácido carboxílico (Sah et al.

2022; Tabassam et al., 2022). As bandas 1040, 782 e 465 cm^{-1} correspondem a ligações Si-O (Ahmad et al., 2020; Sah et al., 2022; Tabassam et al., 2022). Novas bandas surgiram após a modificação, como as bandas 2920 cm^{-1} (alongamento assimétrico C-H), 2860 cm^{-1} (alongamento alifático simétrico C-H), 2360 a 2330 cm^{-1} atribuídos ao alongamento C-H e C=C, 1107 cm^{-1} (C-H/C-O) e 655 cm^{-1} relacionados a grupo fenil (Sah et al., 2022; Tabassam et al., 2022). Essas novas bandas demonstram que a modificação não só foi eficiente para remoção de grupos relacionados a impurezas no carvão como contribuíram para o surgimento de novos grupos funcionais, que fornecem maior interação com contaminantes, favorecendo o processo de adsorção.

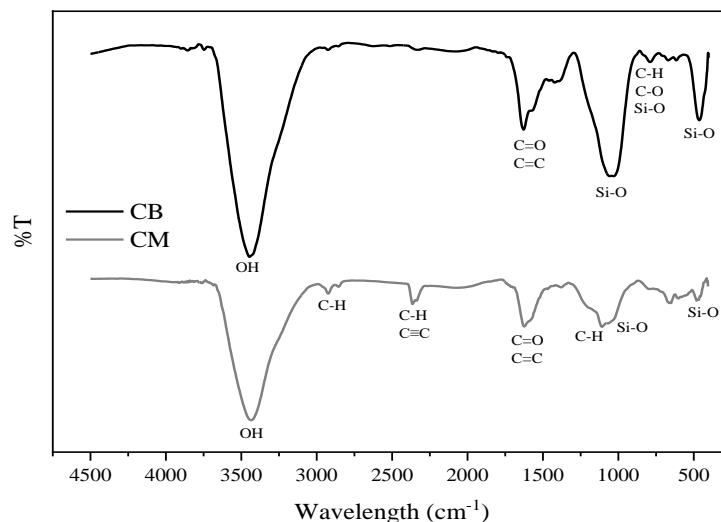


Figura 1: Espectros FTIR do CB e CM.

Os resultados confirmam que as propriedades do resíduo melhoraram com a modificação ácida e básica. Apresentando uma estrutura mais porosa, com maior área superficial e os grupos funcionais que contribuem para um material eficiente para a adsorção. O mesmo foi encontrado por Bhardwaj et al. (2022) na modificação de um carvão de palha de arroz lixiviado com ácido acético, Tabassam et al. (2022) que sintetizou um carvão da casca de arroz sensibilizado por ácido cinâmico, e Wang et al. (2023) que modificou um carvão de palha de arroz com $\text{Ca}(\text{OH})_2$.

Adsorção do azul de metileno

As cinéticas em termos de remoção do corante AM por CB e CM estão apresentadas na Figura 2. Para o CB, a remoção foi aumentando gradativamente desde o início chegando a 78% em 120 min. Já para o CM, nota-se que uma remoção superior a 50% logo nos primeiros minutos, após isso foi aumentando gradativamente. Em 120 min a remoção foi de 97%, superior a remoção encontrada para o CB, demonstrando que a modificação proporcionou um aumento na remoção do corante AM, em função da maior área superficial, conseqüentemente mais sítios ativos de adsorção estavam disponíveis para interação. Resultados semelhantes foram obtidos por Wazir et al. (2023), que removeram 80% de AM em 120 min, com condições de pH 8 e concentração inicial de corante de 50 mg/L, utilizando um carvão à base de casca de arroz impregnadas com NaOH. Tabassam et al. (2022) modificou um carvão à base de casca de arroz com ácido cinâmico e removeu 99,9% do corante AM em 100 min, nas condições de pH 7, 25 °C, 120 rpm, concentração de 200 mg/L e massa de 0,2 g.

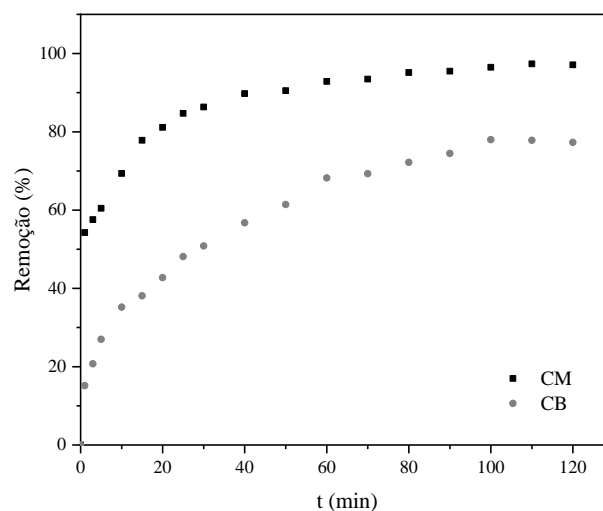


Figura 2: Remoção do corante AM por CB e CM ($C_0 = 10 \text{ mg/L}$; pH 6,70, 25°C).

Na Figura 3 a e b são apresentadas as cinéticas de adsorção do AM em termos de capacidade de adsorção. Nos primeiros minutos observa-se uma rápida taxa de adsorção para ambos materiais, porém com uma diferença para o CM, em que apresentou uma capacidade de adsorção elevada em comparação ao CB. Esse fato pode ser justificado pela maior área superficial do CM, o que facilita a transferência de moléculas do MB para dentro do material, contribuindo para uma maior e mais rápida interação entre o corante e os sítios ativos do CM. Ao longo do tempo, ambos adsorventes tiveram aumento gradativo da capacidade de adsorção. No entanto, para o CM, após 60 min nota-se uma adsorção mais lenta, onde as capacidades de adsorção variaram pouco, indicando a ocupação dos sítios disponíveis (saturação) do material pelo AM adsorvido, apresentando visivelmente um platô. Enquanto para o CB observa-se que a adsorção foi mais lenta após 100 min. As maiores capacidades experimentais de adsorção do corante AM foram 144,78 mg/g para o CB e 180,78 mg/g para a CM, evidenciando que o CM foi mais eficiente que o CB e que o processo de modificação foi efetivo. Essas capacidades de adsorção foram superiores as relatadas na literatura para remoção do corante AM e carvões semelhantes. A exemplo disso, Lesbani et al. (2021) obtiveram capacidade de adsorção de 1,937 mg/g (C_0 15 mg/L, pH 3-4, 200 min) utilizando carvão de casca de arroz e capacidade de 15,585 mg/g (C_0 75 mg/L, pH 3-4, 200 min) para o carvão modificado com hidróxido duplo em camada Zn/Al. Bhardwaj et al. (2022) estudaram um carvão de palha de arroz lixiviado com ácido acético para a remoção de AM, a capacidade de adsorção encontrada foi de 51,34 mg/g em condições de C_0 do corante de 135 mg/L, pH 9, dosagem de 2 g/L e 25 °C. Wang et al. (2023) obtiveram capacidade de adsorção de 242,4 mg/g em 1440 min por um carvão modificado com $\text{Ca}(\text{OH})_2$ derivado de palha de arroz, utilizando dosagem de 0,5 g/L e concentração inicial de 150 mg/L.

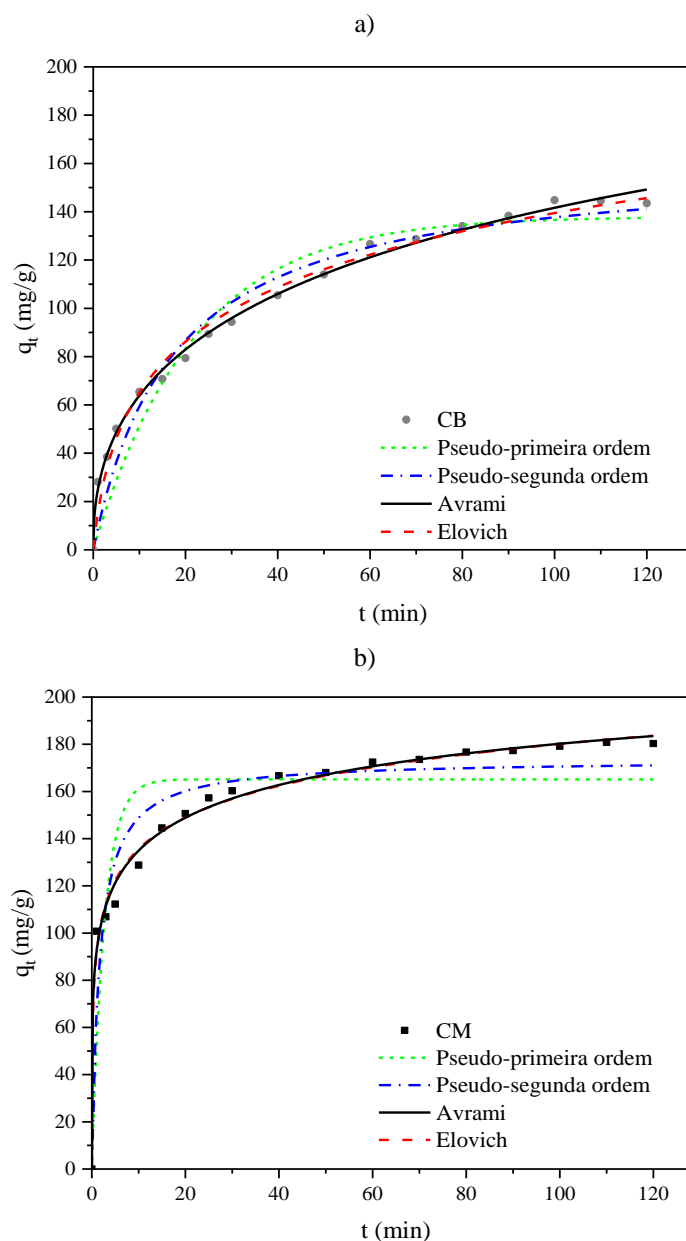


Figura 3: Dados cinéticos de adsorção do corante AM e modelos cinéticos ajustados ($C_0 = 10$ mg/L; pH 6,70, 25°C). a) pelo CB; b) pelo CM.

Os dados cinéticos foram modelados através do ajuste aos cinéticos modelos de pseudo-primeira ordem, pseudo-segunda ordem, Avrami e Elovich. Os valores dos parâmetros dos modelos cinéticos são apresentados na Tabela 2. Conforme os coeficientes de determinação R^2 e R^2 ajustado, maiores que 0,99, observa-se que o modelo de Avrami apresentou melhor ajuste para CB e CM. Além disso, os valores do erro relativo médio foram menores que 2,8%, demonstrando que as capacidades de adsorção estimadas estão próximas as capacidades experimentais. Em relação as constantes de velocidade (k_{AM}) e as capacidades de adsorção (q_{AM}), é possível inferir a mesma tendência observada nas curvas cinética. Em que a cinética do CM foi mais rápida que CB, diante do maior valor de k_{AM} ser 5 vezes maior, bem como maior capacidade de adsorção do corante AM, sendo de 256,539 mg/g para o CM e 230,177 mg/g para o CB. O parâmetro n demonstra que a adsorção segue uma reação de ordem fracionária. O modelo de Avrami considera que o processo pode tender a ordens múltiplas, em que as taxas de adsorção podem mudar durante a adsorção (Benjelloun et al., 2021).

Parâmetros	CB	CM
Pseudo-primeira ordem		
k_1 (min ⁻¹)	0,0463	0,3704
q_1 (mg/g)	137,961	165,15
R^2	0,9372	0,8251
R^2 ajustado	0,9333	0,8141
Erro Relativo Médio (%)	15,3501	10,7831
Pseudo-segunda ordem		
k_2 (mg/mg/min)	0,00036	0,0035
q_2 (mg/g)	161,401	173,389
R^2	0,9652	0,9228
R^2 ajustado	0,9631	0,9179
Erro Relativo Médio (%)	11,829	7,0446
Avrami		
k_{AM} (XX)	0,102	0,5094
q_{AM} (mg/g)	256,539	230,177
n	0,4481	0,2385
R^2	0,9963	0,9918
R^2 ajustado	0,9958	0,9907
Erro Relativo Médio (%)	2,7261	2,3725
Elovich		
α (g/mg)	0,02895	0,0517
β (mg/g/min)	19,2425	2142,93
R^2	0,9877	0,9902
R^2 ajustado	0,9869	0,9896
Erro Relativo Médio (%)	6,6406	2,5885

Tabela 2: Parâmetros dos modelos cinéticos para adsorção do corante AM por CB e CM.

Em função dos dados obtidos nas cinéticas de adsorção do corante AM, foi possível verificar que a capacidade de adsorção teve um incremento com a lavagem realizada no resíduo, diante disso, o CM se apresentou como o melhor material para adsorção de AM. Evidenciando que a remoção de impurezas, como grupos Si-O, contribuíram para melhorar as propriedades do carvão, bem como o aumento da área superficial, favorecendo para uma maior e mais rápida adsorção do corante. Deste modo, a lavagem ácida e básica foi uma alternativa simples e eficiente para valoração de resíduo industrial da queima da casca de arroz

Comentários finais

Os resultados da caracterização demonstraram que a área superficial e volume dos poros do carvão bruto (486,29 m²/g e 0,284 m³/g) aumentaram após a modificação com ácido e base para 894,18 m²/g e 0,565 cm³/g, respectivamente. A análise dos grupos funcionais demonstrou que bandas específicas diminuíram, indicando que a modificação foi eficiente para remoção de impurezas (grupos orgânicos e inorgânicos), principalmente grupos Si-O. A remoção do azul de metileno, até 120 min, foi de 78% para o carvão bruto e 97% para o carvão modificado, sendo que a remoção pelo carvão modificado foi de 50% já nos primeiros minutos (menor que 5 min). A cinética de adsorção mostrou que a adsorção do carvão modificado foi mais rápida

que o carvão bruto, com maior capacidade de adsorção. No tempo estudado, as capacidades de adsorção experimentais foram de 144,78 mg/g para o carvão bruto e 180,78 mg/g para o carvão modificado. Os parâmetros cinéticos para ambos materiais foram melhor ajustados pelo modelo de Avrami (R^2 e R^2 ajustado maiores que 0,99). As capacidades estimadas pelo modelo para o carvão bruto e o carvão modificado foram de 230,18 e 256,54 mg/g. As constantes de velocidades mostraram que a adsorção do carvão modificado foi 5 vezes mais rápida. Com isso, evidencia a eficiência da simples lavagem ácida e básica do resíduo, que contribuiu para melhorar suas propriedades de adsorção, conseqüentemente a valorização de um resíduo industrial derivado da queima da casca de arroz. Deste modo, o carvão modificado é opção sustentável e promissora como material adsorvente mais acessível, sustentável para a indústria, com aplicação eficiente para combater a poluição causada por corantes e outros contaminantes.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), a Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) pelo apoio recebido e a empresa Orysazil pelo fornecimento do material utilizado no estudo.

Referências Bibliográficas

- Agarwal, A.; Singh, S.K.; 2016. Toxicological effects of methylene blue: A review. *Toxicology and Applied Pharmacology*, v. 325, pp. 1-10.
- Ahmad, A.; Khan, N.; Giri, B.S.; Chowdhary, P.; Chaturvedi, P.; 2020. Removal of methylene blue dye using rice husk, cow dung and sludge biochar: Characterization, application, and kinetic studies. *Bioresource technology*, v. 306, pp. 123202.
- Asadi, H.; Ghorbani, M.; Rezaei-Rashti, M.; Abrishamkesh, S.; Amirahmadi, E.; Chengrong, C.; Gorji, M.; 2021. Application of rice husk biochar for achieving sustainable agriculture and environment. *Rice Science*, v. 28, n. 4, pp. 325-343.
- Avrami, M.; 1939. Kinetics of phase change I. General theory. *The Journal of Chemical Physics*, v. 7, pp. 1103-1112.
- Benjelloun, M.; Miyah, Y.; Evrendilek, G.A.; Zerrouq, F.; Lairini, S.; 2021. Recent advances in adsorption kinetic models: their application to dye types. *Arabian Journal of Chemistry*, v. 14, n. 4, pp. 103031.
- Bhardwaj, A.; Nag, S.; Dahiya, A.; Pandey, P.; Arora, M.; Babu, J.N.; 2022. Effect of pyrolysis temperature on mechanistic transformation for adsorption of methylene blue on leached rice-straw biochar. *CLEAN–Soil, Air, Water*, v. 50, n. 4, pp. 2100108.
- Diehl, M.; Silva, L.F.; Schnorr, C.; Netto, M.S.; Bruckmann, F.S.; Dotto, G.L.; 2023. Cassava bagasse as an alternative biosorbent to uptake methylene blue environmental pollutant from water. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 30, n. 18, pp. 51920-51931.
- Elovich, S.Y.; Larinov, O.G.; 1962. Theory of adsorption from nonelectrolyte solutions on solid adsorbents. *Russian Chemical Bulletin*, v. 11, pp. 191-197.
- Grabi, H.; Ouakouak, A.; Kadouche, S.; Lemlikchi, W.; Derridj, F.; Din, A.T. M.; 2022. Mechanism and adsorptive performance of ash tree seeds as a novel biosorbent for the elimination of methylene blue dye from water media. *Surfaces and Interfaces*, v. 30, pp. 101947.
- Goodman, B.A.; 2020. Utilization of waste straw and husks from rice production: A review. *Journal of Bioresources and Bioproducts*, v. 5, n. 3, pp. 143-162.
- Ho, Y.-S.; Mckay, G.; 1999. Pseudo-second order model for sorption processes. *Process Biochemistry*, v. 34, n. 5, pp. 451–465.
- Ho, Y.-S.; Mckay, G.; 2000. The kinetics of sorption of divalent metal ions onto sphagnum moss peat. *Water Research*, v. 34, n. 3, pp. 735-742.
- Hossain, M.S.; Rahman, M.M.; Hoque, S.M.A.; 2013. Use of rice husk charcoal as adsorbent. *Environmental Technology & Innovation*, v. 2, n. 1, pp. 46-52.
- Khan, M.A.; Shahzad, S.A.; Khan, M.A.; 2011. Characteristics and properties of rice husk charcoal. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, v. 17, n. 6, pp. 1396-1402.

Lagergren, S.; 1898. Zur Theorie der Sogenannten adsorption geloster stoffe, Kungliga Svenska Vetenskapsakademiens. Handlingar, v. 24, n. 4, pp. 1-39.

Lesbani, A.; Siregar, P.M.S.B.N.; Palapa, N.R.; Taher, T.; Riyanti, F.; 2021. Adsorptive Removal Methylene-Blue Using Zn/Al LDH Modified Rice Husk Biochar. Polish Journal of Environmental Studies, v. 30, n. 4, pp. 3117–3124.

Li, X.; Wang, Y.; Wang, Y.; 2012. Preparation and characterization of activated carbon from rice husk by microwave-assisted pyrolysis. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, v. 102, pp. 100-106.

Mohamed, M.; El-Gendy, A.; 2014. Preparation and characterization of activated carbon from rice husk by chemical activation with KOH. Journal of Saudi Chemical Society, v. 28, n. 1, pp. 55-61.

Reis, F.C.; Silva, R.R.; Neves, E.M.S.; 2015. Preparation of activated carbon from rice husk by chemical activation with H₃PO₄ and its application for the removal of pesticides from water. Journal of Environmental Science and Health Part A: Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering, v. 50, n. 11, pp. 1449-1456.

Sah, M.K.; Edbey, K.; EL-Hashani, A.; Almshety, S.; Mauro, L.; Alomar, T.S.; AlMasoud, N.; Bhattarai, A.; 2022. Exploring the Biosorption of Methylene Blue Dye onto Agricultural Products: A Critical Review. Separations, v. 9, pp. 256.

Silva, R.R.; Reis, F.C.; Neves, E.M.S.; Silva, M.A.A.; 2017. Preparation of activated carbon from rice husk by chemical activation with different agents and its application for the removal of heavy metals from water. Journal of Environmental Sciences, v. 62, pp. 12-21.

Singh, S.; Singh, A.; Srivastava, S.; 2016. Removal of methylene blue from aqueous solution using rice husk-based activated carbon prepared by physical activation. Journal of Environmental Management, v. 182, pp. 108-115.

Streit, A.F.; Grassi, P.; Drumm, F.C.; Silva, L.F.; Oliveira, M.L.; Collazzo, G.C.; Godinho, M.; Perondi, D.; Dotto, G.L.; 2023. Preparation of carbonaceous materials from flotation-sludge of the poultry industry and its application in the methylene blue adsorption. Environmental Science and Pollution Research, pp. 1-13.

Tabassam, N.; Mutahir, S.; Khan, M.A.; Khan, I.U.; Habiba, U.; Refat, M.S.; 2022. Facile synthesis of cinnamic acid sensitized rice husk biochar for removal of organic dyes from wastewaters: Batch experimental and theoretical studies. Materials Chemistry and Physics, v. 288, pp. 126327.

Wang, Y.; Li, Q.; Zhang, D.; Li, Y.; 2014. Preparation and characterization of rice husk-based activated carbon for the removal of COD from wastewater. Journal of Environmental Sciences, v. 26, n. 8, pp. 1529-1535.

Wang, K.; Peng, N.; Zhang, D.; Zhou, H.; Gu, J.; Huang, J.; Liu, C.; Chen, Y.; Liu, Y.; Sun, J.; 2023. Efficient removal of methylene blue using Ca(OH)₂ modified biochar derived from rice straw. Environmental Technology & Innovation, v. 31, pp. 103145.

Wazir, A.H.; Ullah, I.; Yaqoob, K.; 2023. Chemically Activated Carbon Synthesized from Rice Husk for Adsorption of Methylene Blue in Polluted Water. Environmental Engineering Science.

CARACTERIZAÇÃO DA GERAÇÃO E MANEJO DE RESÍDUOS SÓLIDOS NA COMUNIDADE INDÍGENA TARAU PARU EM PACARAIMA-RR

1Eliohana de Almeida Peres, 2Márcia Severino da Costa, 3Paula Jordana Sampaio de Sales

1Universidade Federal de Roraima, e-mail: eliohana_almeida@live.com; 2Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Roraima, e-mail: marciaengciv@gmail.com; 3Universidade Federal de Roraima, e-mail: jordana.sales221@gmail.com

Palavras-chave: Resíduos sólidos; Comunidade indígena; Saneamento básico

Resumo

No Brasil, a estrutura de saúde dos povos indígenas é resultado de um complexo percurso histórico. As políticas públicas voltadas para o desenvolvimento do setor de saneamento constituem um alicerce essencial para a melhoria da saúde e da qualidade de vida. Apesar da extrema importância, a gestão de resíduos sólidos nas comunidades indígenas, ainda é um tema pouco explorado que necessita de maior atenção. A comunidade indígena Tarau Paru é formada pela etnia Taurepang e composta por indígenas brasileiros e venezuelanos. Situa-se na região do Alto São Marcos, município de Pacaraima, Roraima, fronteira entre a República Federativa do Brasil e a República Bolivariana da Venezuela. O objetivo deste trabalho foi diagnosticar tecnicamente a situação atual da geração de resíduos sólidos dentro da comunidade indígena Tarau Paru por meio de: levantamento da gestão atual dos resíduos sólidos, classificação dos resíduos e propostas de solução para educação ambiental e manejo de resíduos sólidos. A metodologia adotada foi a de estudo descritivo e exploratório, iniciada com a caracterização da área de estudo, seguida do diagnóstico completo das condições socioeconômicas e ambientais da comunidade e gestão dos resíduos sólidos. Os resultados mostraram que se obteve o índice de geração de resíduos de 0,85 kg/fam./dia. O estudo gravimétrico mostrou que a maior porcentagem de resíduos encontrada foi de orgânico (38,13%). Já os plásticos e embalagens plásticas (garrafa PET, de óleo e potes) somaram 16,08%. O acondicionamento dos resíduos é feito majoritariamente (87,36%) em sacolas plásticas comuns. Cada morador da comunidade é responsável por coletar seu lixo, acondicionar e depositar no poço/lixão de uso comum onde esporadicamente o material é queimado. Há reaproveitamento de alguns materiais como pneus, óleos lubrificantes, garrafas PET e vidro. Com base no que foi levantado, foram sugeridas soluções para o gerenciamento de resíduos sólidos na comunidade que incentivem a educação ambiental dos seus habitantes. Cabe ressaltar ainda que nenhuma decisão ou ação, por parte do poder público ou iniciativa privada dentro da comunidade, deve ser tomada ou iniciada de maneira dissociada dos aspectos sociais, econômicos e ambientais de Tarau Paru.

Introdução

No Brasil, a estrutura da saúde dos povos indígenas é resultado do intrincado curso histórico cercado de conflitos relacionados à expansão de fronteiras demográficas, degradação ambiental e pela frequentemente omissão por parte do Estado, o que resulta em atrasos nos avanços sociais verificados nas últimas décadas no país – em especial nos setores de saúde, educação, habitação e saneamento (CARLOS JUNIOR, 2014).

As ideias sobre a relação entre saneamento e saúde evoluíram com o desenvolvimento da civilização humana, adquirindo diferentes conotações conforme os conceitos de saúde e bem-estar e a lógica organizacional da sociedade em seu próprio processo histórico. Sendo o saneamento básico composto pelo conjunto de serviços, infraestruturas e instalações de abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos e drenagem de águas pluviais urbanas, políticas públicas voltadas para o desenvolvimento do setor constituem fundamento essencial para melhoria da saúde e da qualidade de vida (ANDREAZZI et al., 2007; BRASIL, 2007).

Apesar da extrema importância, o manejo de resíduos sólidos em comunidades indígenas ainda é um tema pouco explorado, que necessita de mais atenção, uma vez que visa preservar a integridade do patrimônio indígena e melhorar a qualidade de vida e a proteção a saúde da população, resguardando as características etnoculturais da comunidade (HIGINO, 2014).

De acordo com Dias (2003), as formas de tratamento e a disposição dos resíduos de maneira inadequada trazem diversos efeitos indesejáveis para a saúde humana, meio ambiente e economia. Segundo o autor, os impactos para a saúde incluem a proliferação de agentes patogênicos, presença de elementos tóxicos, intoxicação etc. Já os impactos ambientais envolvem degradação dos recursos hídricos, poluição do ar e do solo, redução da biodiversidade e esgotamento do meio ambiente. Os impactos econômicos, por sua vez, são verificados na ocupação de áreas pelo lixo, desvalorização de terrenos e pelo custo de recuperação de áreas degradadas.

Com base nisso, este trabalho visou diagnosticar tecnicamente a situação atual da geração de resíduos sólidos dentro da comunidade indígena Tarau Paru, localizada no extremo Norte do país, região do Alto São Marcos, município de Pacaraima, Roraima, fronteira da República Federativa do Brasil com a República Bolivariana da Venezuela. Neste diagnóstico foi possível identificar a gestão atual dos resíduos sólidos, classificar os tipos de resíduos gerados e propor maneiras de atuar na educação ambiental dos indígenas com o intuito de melhorar o manejo de resíduos sólidos dentro da comunidade.

A entrada no território teve autorização do Tuxaua Aldino e da APITSM (Associação dos Povos Indígenas da Terra São Marcos).

Material e Métodos

Foi realizado um estudo descritivo e exploratório, baseado na elaboração do diagnóstico da situação da geração de resíduos sólidos na comunidade indígena Tarau Paru. A pesquisa foi fruto de um serviço à Cáritas Brasileira.

Área de Estudo

A comunidade indígena Tarau Paru está localizada no município de Pacaraima, no Estado de Roraima, distando 220 km da capital Boa Vista. Está delimitada quadricularmente pelas coordenadas 1 (4°30'32.93"N/ 61°11'42.41"O), 2 (4°31'0.30"N; 61°11'34.59"O), 3 (4°30'36.63"N; 61°10'37.57"O) e 4 (4°30'8.07"N/61°10'54.20"O), possuindo uma área de 0,18 km². Tarau Paru se encontra em uma grande planície de areia esbranquiçada dentro do território do quartel do 3° Pelotão Especial de Fronteiras.



Figura 1: Vista panorâmica da Comunidade Tarau Paru. Fonte: As autoras (2021).

O clima da região, segundo a escala de Koppen-Geiger, é inserido nos grupos climáticos Am (clima equatorial), que se estende do sudeste ao norte do Estado de Roraima, e Aw (clima tropical), que abrange a área centro/nordeste de Roraima. Sendo os meses de maio, junho e julho de maior pluviosidade (BARBOSA, 1997). O relevo da região é caracterizado por altitudes acima de 250 m, chegando a 1100 m (FALCÃO et al., 2010). Possui temperatura média de 22,3 °C e índice de pluviosidade significativa, cerca de 2.249 mm (CLIMATE-DATA, 2021). A comunidade (Figura 2) é dividida em geograficamente em três bairros: Centro, Boa Vista e Sampai com ruas que facilitam a trafegabilidade dentro da comunidade.

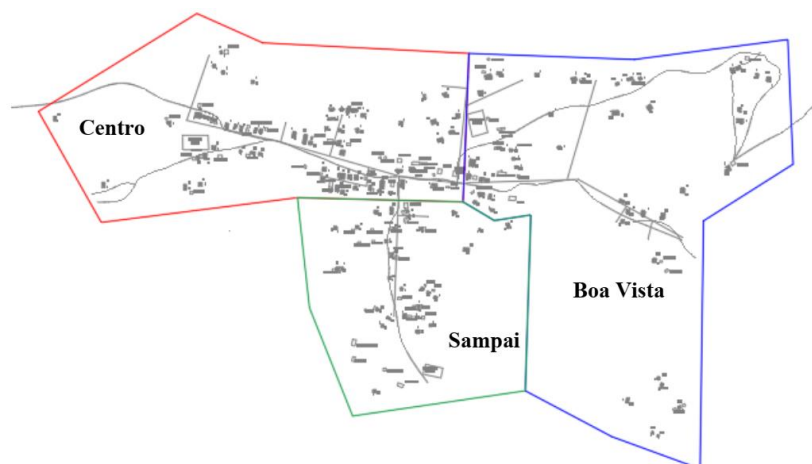


Figura 1: Delimitação da área de estudo. Fonte: Adaptado Cáritas Brasileira (2021).

Etapas do diagnóstico

O diagnóstico de que trata este trabalho foi realizado no período de 23 de junho a 23 de julho de 2021 e seguiu as seguintes etapas: apresentação do trabalho; observação e estudo socioeconômico e ambiental da comunidade.

Na apresentação do trabalho, a equipe, em visita à comunidade, apresentou os objetivos e os procedimentos do trabalho, a contribuição de cada um dentro dele e, os resultados que poderiam ser alcançados em uma reunião presidida pela Cruz Vermelha em conjunto com a Cáritas Brasileira.

As observações ocorreram ao longo de quatro dias consecutivos, respeitando as rotinas de entrada, permanência e saída, durante a permanência da equipe na comunidade, que foi acompanhada pelo Agente Indígena de Saneamento - AISAN. As atividades de observação de campo iniciaram no dia mesmo dia da reunião.

Para o estudo socioeconômico e ambiental, elaborou-se um questionário, visando traçar o perfil e a realidade social, econômica e ambiental dos moradores da comunidade, que foi apresentado ao líder da comunidade, o Tuxaua Aldino Alves Ferreira, que assinou o Termo de Consentimento Livre e Esclarecido – TCLE. O questionário continha perguntas categorizadas da seguinte forma: socioeconômicas – identificação, escolaridade, renda familiar, tipo de moradia e tipo de transporte; sanitárias - direcionadas a saber qual o local de banho os moradores utilizavam e onde costumavam fazer suas necessidades fisiológicas; ambiental-resíduos sólidos – procurou-se especificar o tratamento dos resíduos sólidos domiciliares (acondicionamento, segregação, reutilização, materiais, destinação, presença de insetos e roedores, doenças relacionadas, presença de animais domésticos, plantações e reciclagem/compostagem). O AISAN auxiliou na aplicação dos questionários, sendo feito o contato na língua portuguesa e traduzido para o Karib (língua materna e predominante). Foram entrevistadas 88 famílias abrangendo os três bairros: Boa Vista, Centro e Sampai.

Para o estudo gravimétrico, houve uma capacitação prévia dos AISAN e de mais dois moradores da comunidade que auxiliariam nesta etapa. Todos foram equipados com luvas plásticas e máscaras e utilizaram ferramentas como pá, enxada, balde, balança e sacolas plásticas da cor cinza. A amostra definida para a gravimetria foi proveniente de 30 famílias dentre as que responderam ao questionário, para que se soubesse quantos domiciliados havia na residência para posterior cálculo da geração per capita de resíduos. Buscando uma amostra fiel à realidade da comunidade, orientou-se os moradores das residências escolhidas que recolhessem e reservassem todo o lixo produzido durante o dia que antecedeu a visita da equipe na comunidade. Além de não fazerem nenhum tipo de diferenciação ou alteração em sua rotina, bem como na forma de realizar a reserva do lixo que deveria ser levado ao galpão onde seria realizada a etapa de gravimetria. No local, foi estendida uma lona e sobre ela foram realizados o quarteamento e a separação dos resíduos em categorias: recicláveis, orgânicos e rejeitos. Feito isso, os resíduos foram separados e pesados isoladamente (Figura 3).

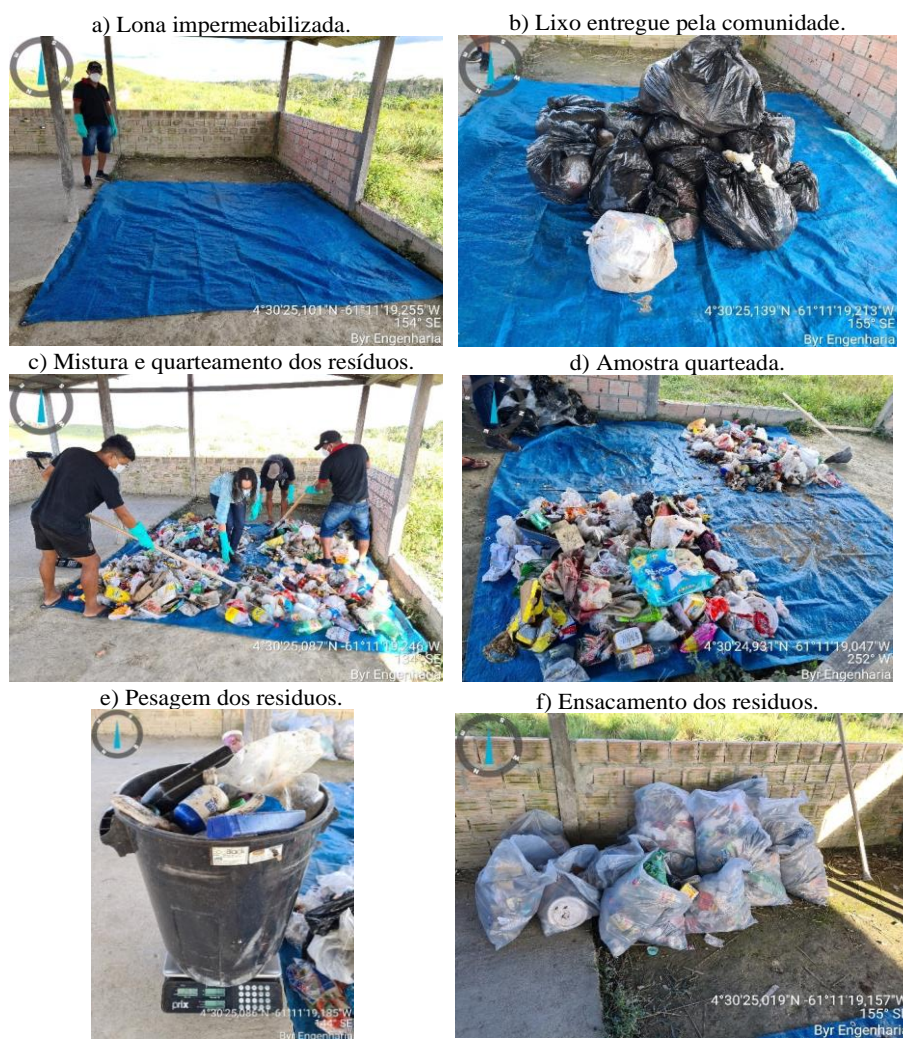


Figura 3: Execução da composição gravimétrica na comunidade Tarau Paru. Fonte: As autoras (2021).

Quanto aos resíduos sólidos de saúde - RSS, foram coletados os existentes um dia antes da remoção da caixa de acondicionamento pela SESAI. Pelo fato de conter risco químico e biológico de contaminação, não houve a possibilidade de segregação dos RSS, sendo observado apenas peso da caixa e o tempo em que houve o descarte para se conhecer geração per capita de RSS.

Resultados e Discussão

Levantamento do manejo atual de resíduos sólidos

De acordo com os moradores, o tuxaua e o AISAN, na comunidade indígena Tarau Paru não ocorrem ações de coleta, acondicionamento, segregação, tratamento e disposição de resíduos corretamente. Toda a comunidade deposita seus resíduos em buraco, chamado pelos moradores de “poço”, de 4 m de circunferência e 4 m de profundidade. Quando o poço está muito cheio, ocorre de algum morador atear fogo no local.

Apesar de receber a denominação de “poço”, o que se constata *in loco* é a presença de um passivo ambiental, o lixão, uma área degradada e fruto do descarte inadequado. Não é feito nenhum tipo de controle ambiental ou tratamento dos resíduos gerados. Ademais está ao ar livre (Figura 4) e é de livre acesso aos moradores e aos animais de Tarau Paru.



Figura 4: Local utilizado para disposição final de resíduos na comunidade. Fonte: As autoras (2021).

Essa é caracterizada, ambiental e socialmente, como a pior situação encontrada para a questão dos resíduos na comunidade. É imprescindível a realização de estudos deste ponto quanto ao nível de contaminação do solo, presença de vetores, roedores e disseminação de doenças devido à presença do lixo ao ar livre. Observou-se que, dada a proporção de resíduos ao ar livre, a própria comunidade fez tentativas de escavação de um novo “poço”, contudo não foi finalizada.

Situação atual de geração – Resíduos sólidos domiciliares (RSD)

Os resultados do estudo gravimétrico, no período de execução deste diagnóstico, mostraram a geração per capita de resíduos é de 0,85 kg/fam./dia. Considerando uma média de 5 pessoas por família, a geração per capita de resíduos é de, aproximadamente, 0,17 kg/hab./dia.

Fazendo-se um comparativo com os dados da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2020) de geração de resíduos no Brasil (1,04 kg/hab./dia), na Região Norte (0,88 kg) e no estado de Roraima (0,45 kg/hab./dia), pode-se inferir que o valor encontrado para a comunidade é relativamente baixo, sendo que, de acordo com os dados coletados no questionário, apenas 26,14% dos moradores depositam seus resíduos no poço comunitário. Uma das explicações para esse índice é o fato de famílias ainda praticarem o ato exclusivo de queima (34,09%) de seus resíduos ou ainda optarem por queimar e/ou enterrar (15,91%) seus resíduos na área do entorno de suas edificações. Isso foi observado nas famílias que residem nos bairros Boa Vista e Sampai, que se distanciam um pouco mais do Centro, onde está localizado o poço comunitário.

Outras famílias ainda depositam seus resíduos inapropriadamente (11,36%) e, cerca de 7,95% exclusivamente enterram seus resíduos em “poços individuais” escavados por eles mesmos na área externa à sua edificação. Isso foi observado com mais intensidade nas famílias do bairro Sampai, onde se encontram as famílias recém-chegadas à comunidade. O que, provavelmente acontece devido à situação dessas famílias ainda não terem recomendações expressivas para depositar seus resíduos no poço comunitário. Assim, como pela preferência em não caminhar para depositar seus resíduos, visto que o Sampai é o bairro mais afastado do ponto de localização do poço comunitário.

Os outros 4,54% mesclam entre o uso do poço comunitário, queima, enterrado e local improprio. A causa disso é a seleção por critérios pessoais familiares de qual destino se deve dar aos resíduos gerados nas residências.

Categorizando os resíduos (Tabela 1) obteve-se a geração per capita de 0,32 kg/fam./dia de orgânicos, e de 0,40 kg/fam./dia de recicláveis e 0,004 kg/fam./dia de não recicláveis; 0,03 kg/fam./dia de rejeitos; 0,03 kg/fam./dia de materiais passíveis de logística reversa (pilhas e baterias) e 0,07 kg/fam./dia de resíduo de construção e demolição, aqui representado pela madeira, material comumente utilizado nas construções das casas.

A média mensal de resíduos chega a 9,73 kg/fam./mês de orgânicos, 11,93 kg/fam./mês de recicláveis, sendo a maior quantidade de resíduos observada a de recicláveis. A maioria desses materiais são provenientes de compras realizadas no mercado da cidade de Pacaraima e evidencia a mudança cultural da comunidade Tarau Paru.

Tipo de resíduo	Por família (kg)			Para toda comunidade (kg)		
	Por dia	Por mês	Por ano	Por dia	Por mês	Por ano
Orgânico	0,32	9,73	116,70	75,86	2.275,65	27.307,80
Recicláveis	0,40	11,93	143,16	93,06	2.791,67	33.500,02
Não recicláveis	0,004	0,12	1,44	0,94	28,08	336,96
Rejeitos	0,03	0,93	11,10	7,22	216,45	2.597,40
MPLR	0,03	0,80	9,54	6,20	186,03	2.232,40
RCD	0,07	2,01	24,12	15,68	470,34	5.644,08

Legenda: MPLR – Materiais passíveis de logística reversa; RCD – Resíduo de construção e demolição.

Tabela 1: Quantidade de resíduos gerada na comunidade Tarau Paru. Fonte: As autoras (2021).

Do total de resíduos, 1,90% são perigosos, gerados pela estrutura física, constituídos basicamente de medicamentos. Os resíduos não perigosos somam 98,10%, constituídos de papel, papelão, plástico, metal, vidro, material orgânico, roupas e calçados.

O estudo gravimétrico (Figura 5) mostrou que a maior porcentagem de resíduos encontrada foi de orgânico (38,13%). Já os plásticos e embalagens plásticas (garrafa PET, de óleo e potes) somaram 16,08% que se comparado ao metal (1,16%) tem uma geração per capita consideravelmente maior. Outra porcentagem em destaque é a de têxteis, couros e borrachas (20,02%), onde se encontram roupas e sapatos. Como inservível tem-se a fralda descartável (3,63%). Papel e bateria foram encontrados em quantidade pouco significativa, por isso não entrou no resultado da composição gravimétrica. Mas é importante destacar que esses últimos são gerados na comunidade e, de igual modo aos demais, não possui disposição final adequada.

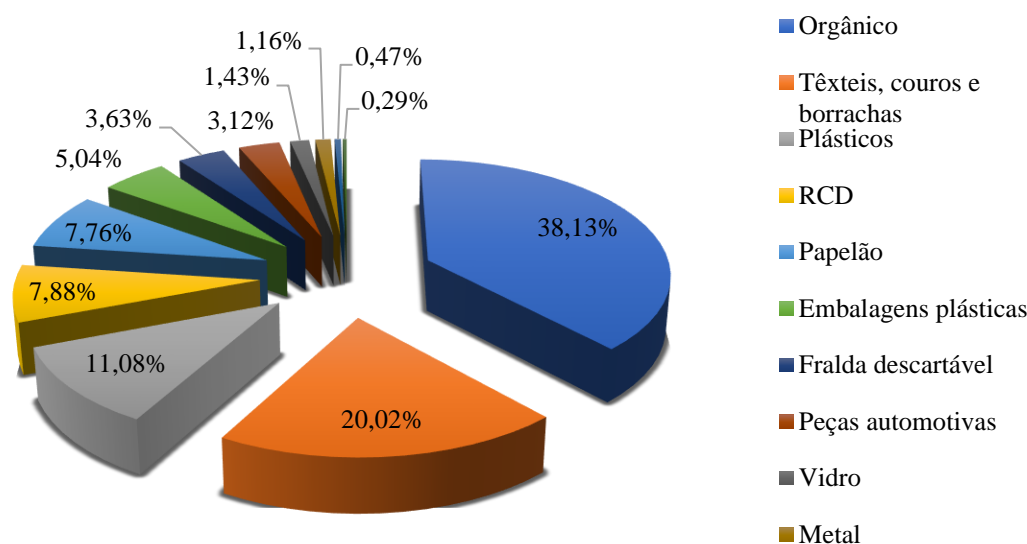


Figura 5: Estudo da composição gravimétrica dos resíduos da comunidade Tarau Paru. Fonte: As autoras (2021).

Na perspectiva do tuxaua, o resíduo de maior proporção gerado na comunidade é a fralda descartável. Já para o AISAN, são as embalagens plásticas. Diferente da visão que eles têm, o estudo da composição dos resíduos sólidos demonstrou outro resíduo em maior proporção: o orgânico.

Acondicionamento – RSD

O acondicionamento dos resíduos é definido por deposição de resíduos no interior de recipientes apropriados e designados para cada tipo de resíduos, visando posterior estocagem ou coleta (VG RESÍDUOS, 2019). Desta forma, afirma-se que não ocorre nenhum tipo de acondicionamento dito correto na comunidade.

Cerca de 87,36% dos moradores realizam apenas o ensacamento dos resíduos em sacos plásticos comuns de 100-200 litros que, geralmente, ficam dentro das casas até que o próprio morador as retire e destine-as: poço comunitário, queima, enterrado ou local inapropriado. As demais formas de acondicionamento apontadas são caixas de papelão ou de madeira e sacolas plásticas ou embalagens vazias de alimentos não perecíveis.

Coleta – RSD

Cada morador da comunidade é responsável por coletar seu lixo, acondicionar e depositar no poço comunitário. Pelo regulamento, se o morador for apanhado jogando lixo na comunidade, é multado em R\$1,00 por unidade de resíduo

descartado. Contudo, na prática, essa não é uma lei que possui cumprimento, além de não haver fiscalização ostensiva, que seria executada pelos próprios moradores. Isso pode ser explicado pelo fato de a comunidade não ter uma fonte de renda e, mesmo que o valor estipulado seja baixo, é impraticável ser pago.

Tratamento – RSD

Não existe nenhum tipo de tratamento de resíduos sólidos. Nenhum programa de reciclagem, compostagem, aterro sanitário e incineração adequados à realidade da comunidade.

Disposição dos resíduos – RSD

Os moradores não possuem maneiras corretas de dispor os materiais (Figura 6), o lixo se acumula, entra em contato com o ambiente, o solo, a água, o ar, os animais e os indígenas, gerando riscos de doenças e de contaminação.

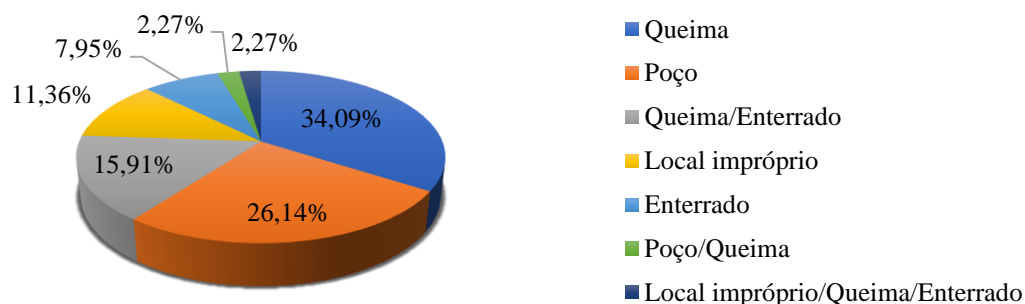


Figura 6: Acondicionamento de lixo na comunidade Tarau Paru. Fonte: As autoras (2021).

Devido aos meios de locomoção utilizados na comunidade: carros, motos e bicicletas, existem pneus e óleos lubrificantes, embalagens derivadas da manutenção destes veículos, que usados, inservíveis e destinados de forma inadequada constituem um passivo ambiental que pode gerar graves problemas e riscos ao ambiente e à saúde pública. A pesquisa mostrou que 64,10% reaproveitam os pneus e lubrificantes, 23,08% destinam ao lixo, nas formas aqui já relatadas, e 12,82% guardam pneus e óleos por não saberem o que fazer com esses tipos de resíduos.

Quando perguntados sobre o que faziam com pilhas, lâmpadas e medicamentos, 40,00% responderam que lançam no lixo, o que é considerado como uma postura incorreta ambientalmente; 32,50% reaproveitam, porém não souberam informar qual seria esse tipo de reaproveitamento e, 27,50% disseram que mantêm em casa guardado, mas não disseram em que tipo de local e condições esses resíduos são mantidos, o que pode ser um fator de periculosidade para os moradores que assim fazem.

Ressalta-se que, apesar de não estar claro no questionário a questão das baterias, celulares, televisores e antenas parabólicas, os indígenas relataram que, no que diz respeito às baterias de celulares, comercializam entre si, contudo, quando a bateria já está inservível, é lançada no lixo. Quanto a celulares, televisores e antenas, os moradores responderam que costumam consertar quando quebram, mas quando o conserto é infrutífero, eles também lançam no lixo.

Cerca de 79,10% afirmaram reutilizar garrafas PET e vidros. Esta prática é aconselhável, contudo, dependendo do volume gerado pela comunidade, é importante dispor de projetos de reciclagem de garrafas PET e vidro no artesanato. Visto que estes materiais são de difícil decomposição na natureza: garrafa PET (cerca 400 anos), igualmente, com o vidro, que possui um tempo de decomposição que pode durar até 1 milhão de anos. Porém, a vantajosidade de reciclagem do vidro está no percentual de reaproveitamento deste material que chega a 100%, ou seja, sem nenhuma perda.

Quanto à disposição do óleo de cozinha, 55,29% lançam no lixo, misturando-o aos demais resíduos, contaminando-os e dificultando futuros processos de segregações. Considera-se que quem lança esse resíduo junto a outros assume uma postura inadequada. O primeiro argumento para defender isso está baseado no poder de poluição por fonte difusa que este material possui: um litro de óleo é capaz de contaminar cerca de 25 mil litros de água, podendo chegar a canais e contaminar águas de maior estuário. Segundo o óleo de cozinha é considerado um material passível de logística reversa. Em relação aos demais percentuais, 42,35% reaproveitam o óleo e 2,35% responderam que guardam o óleo para fabricar sabão.

Possíveis soluções de manejo

Com base no que foi levantado, sugerem-se soluções de manejo de resíduos sólidos na comunidade que partam da educação ambiental dos moradores quanto à separação de seus resíduos em apenas recicláveis e não recicláveis. Entretanto, as ações de educação ambiental devem progredir, focando na implantação de compostagem, visto que a comunidade possui plantio de macaxeira e abacaxi, e da coleta seletiva e executando-as em parceria com os professores e alunos da comunidade para haver o desenvolvimento do senso crítico e participativo dos moradores desde a infância.

A alternativa mais viável para o tratamento de resíduos orgânicos seria a compostagem. Monteiro (2016) define a compostagem como um processo dinâmico de transformação da matéria orgânica, impulsionado por seres vivos, que também sofre influência de condições ideais de umidade, temperatura, arejamento e luminosidade. Conforme dados obtidos na gravimetria, com 38,13% de resíduos orgânicos, a aplicabilidade da compostagem é um fator que ajudará no tratamento desse tipo de resíduo.

Ao adotar um programa de coleta seletiva, Tarau Paru cumprirá a exigência legal da Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS quanto à obrigatoriedade deste feito. Contudo, a intenção é que, cada bairro, excepcionalmente o Boa Vista que, devido à distância das casas deste bairro até o “poço”, queimam seu lixo, seja atendido com um ponto de entrega voluntária de resíduos.

Nestes pontos, também poderia funcionar concomitantemente uma central de triagem, que faria uma segregação mais pormenorizada dos resíduos entregues pelas famílias. Feito isso, os resíduos, já segregados e acondicionados, seriam encaminhados para disposição adequada: orgânicos, seguiriam para compostagem e os reciclados seriam destinados, em partes para atividades de artesanato indígena na comunidade, a outra seria removida por uma cooperativa ou uma associação de catadores de lixo.

Quanto ao óleo de cozinha, propõe-se que sejam tomadas as seguintes medidas: oficinas de reaproveitamento de óleo de cozinha, ações de sensibilização, pontos de coleta.

No que diz respeito a presença de animais domésticos, é importante considerar que esta é uma das medidas adotadas para resíduos orgânicos, como alimentos, frutas e legumes, que podem ser consumidos por aves como galinhas, patos, cães etc. O que leva a outra proposta que auxiliará na entrada de recursos financeiros na comunidade: a possível venda das galinhas na cidade de Pacaraima, chegando a ser fonte de renda extra para as famílias que assim decidirem.

Considerações Finais

Apesar do esforço da equipe em solicitar este feito à comunidade, nem todos os moradores das residências escolhidas fizeram a reservação de seu lixo e, tampouco, depositaram no local solicitado. Muitos deles, optaram por fazer a queima, fato observado pela equipe em visita às casas para reforçar o pedido feito anteriormente. Outros moradores, apesar de demonstrar disponibilidade em levar seu lixo e até ensaiar esta ação no momento da visita da equipe, não finalizaram a ação.

Além disso, apesar do esforço contínuo e repetitivo da equipe de trabalho, não foi possível o acesso ao regimento da comunidade Tarau Paru que fica em posse do tuxaua. O conhecimento do que se está escrito e o que rege a comunidade é de extrema importância, pois podem guiar a efetividade de práticas voltadas ao manejo de resíduos sólidos, bem como do enquadramento dessas normas nas atividades a serem executadas com este fim.

A proposta seria causar o mínimo impacto possível nas rotinas e costumes de Tarau Paru. Porém, seria relevante que a comunidade também abrangesse regras que sejam direcionadas a todas as etapas referentes ao lixo: desde a sua geração até a disposição em local apropriado. Entende-se que “para tratar do problema do lixo” é preciso voltar a comunidade à sensibilização de que ele não faz parte da paisagem ecológica em que Tarau Paru está inserida.

As pesquisas que abordam a relação dos indígenas com a gestão de resíduos sólidos ainda são escassas em todo o país e, em Roraima, isso não é diferente. Nenhuma decisão ou ação, por parte do poder público ou iniciativa privada, deve ser tomada ou iniciada de maneira dissociada dos aspectos sociais, econômicos e ambientais de Tarau Paru. Tais pontos são a chave da minimização da amplitude de efeitos negativos dessas ações dentro da comunidade. Além disso, envolver a liderança indígena e a comunidade nessas decisões e ações facilitam a adesividade de participação dos moradores e melhoria da qualidade de vida de todos os indígenas.

Agradecimentos

Os Autores agradecem à Cáritas Brasileira, à Comunidade Tarau Paru, à APITSM (Associação dos Povos Indígenas da Terra São Marcos) e ao Tuxaua Aldino.

Referências Bibliográficas

Andreazzi M.A. R, Barcellos C, Hacon S.; 2007. Velhos indicadores para novos problemas: a relação entre saneamento e saúde. Rev Panam Salud Publica., v. 22, n.3, p. 211-217.

Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE); 2020. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil. Disponível em: <https://abrelpe.org.br/panorama-2020/>. Acesso em: 09 ago. 2021.

Barbosa, R. I.; 1997. Distribuição das chuvas em Roraima. Homem, ambiente e ecologia no Estado de Roraima. Manaus: INPA, pp. 325-335.

Brasil. Lei Nº 11.445 de 5 de janeiro de 2007. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico; cria o Comitê Interministerial de Saneamento Básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.666, de 21 de junho de 1993, e 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; e revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/111445.htm. Acesso em: 20 jul. 2023.

Carlos Junior, E. A.; 2014. Saúde e povos indígenas no Brasil: reflexões a partir do I Inquérito Nacional de Saúde e Nutrição Indígena. Cadernos de Saúde Pública, v. 30, n. 4, p. 855-859.

Climate-Data. Clima Pacaraima. 2021. Disponível em: <https://pt.climate-data.org/america-do-sul/brasil/roraima/pacaraima-32097/>. Acesso: 08 ago. 2021.

Dias, S. M. F.; 2003. Avaliação de programas de educação ambiental voltados para o gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos. Tese (Doutorado em Saúde Ambiental). Universidade de São Paulo, São Paulo.

Falcão, M. T. et al.; 2010. Potencial turístico do patrimônio geomorfológico no transecto Boa Vista – Pacaraima/Roraima. Anais do VIII Simpósio Nacional de Geomorfologia, Recife.

Higino, C. C. B.; 2014. Proposta de instalação de sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos da aldeia Fulni-ô. Dissertação (Mestrado em Ciências em Tecnologia de 120 Processos Químicos e Bioquímicos). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

VG Resíduos; 2019. Como acondicionar corretamente resíduos para armazenar ou destinar?. Disponível em: <https://www.vgresiduos.com.br/blog/como-acondicionar-corretamente-residuos-para-armazenar-ou-destinar/>. Acesso em: 10 ago. 2021.

AVALIAÇÃO DA DISPOSIÇÃO FINAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS GERADOS NO ESTADO DE RIO DE JANEIRO EM 2022

1Pablo Gíno Vimercati Simas, 2Rafaela Naegele Alvernaz, 3Marcos Adriani Araújo Vieira Rouças,
4Carlos Eduardo Soares Canejo Pinheiro da Cunha, 5Ricardo Soares, 6Augusto Ahn Ka;
7Dalton Domingues de Carvalho Neto

1Universidade Veiga de Almeida, e-mail: pablovimercati@gmail.com; 2Universidade Veiga de Almeida, e-mail: rafaela.naegele@outlook.com; 3Universidade Veiga de Almeida, e-mail: marcos.roucas@gmail.com; 4Universidade Veiga de Almeida, e-mail: carlos.pinheiro@uva.br; 5Universidade Veiga de Almeida, e-mail: ricardo.soares@uva.br; 6Universidade Veiga de Almeida, e-mail: augustoka@live.com; 7Universidade Veiga de Almeida, e-mail: daltondomingues63@gmail.com

Palavras-chave: Resíduos Sólidos Urbanos; Disposição Final; Estado do Rio de Janeiro.

Resumo

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), promulgada em agosto de 2010, estabelece estratégias para o adequado gerenciamento dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) no país, com o objetivo de reverter a situação até então caracterizada pela disposição final inadequada em vazadouros. Nesse contexto, o monitoramento da disposição final dos RSU assume um papel importante como ferramenta de planejamento e gestão pública nos municípios e Estados brasileiros, identificando áreas e atividades relevantes, bem como as tendências de tratamento e disposição final desses resíduos. Este estudo visa fornecer um diagnóstico abrangente da destinação final dos RSU no Estado do Rio de Janeiro (ERJ) em 2022, contribuindo para a divulgação transparente dos dados do setor de resíduos. Constatou-se que 76 dos 92 municípios do ERJ enviaram resíduos para 19 aterros sanitários licenciados, incluindo co-disposição com Resíduos Industriais Classe II. Esses 76 municípios destinaram aproximadamente 18.123 t/dia, representando 96,94% do RSU gerado diariamente no Estado, enquanto 10 municípios ainda utilizaram vazadouros (472 t/dia) como solução de disposição final dos RSUs gerados.

Introdução

Segundo Weetman (2019), a população mundial cresceu exponencialmente nas últimas décadas, saltando de 3,3 bilhões de habitantes para 7,2 bilhões em 2015. Este crescimento impulsionou o comércio global, o processo de urbanização, o processo de industrialização e a degradação ambiental. A concentração de capital acirrou pressões ambientais e as injustiças sociais. A lógica da economia linear, “extrair, produzir, comercializar e descartar” vem gerando sobrecargas ecológicas sem precedentes, levando ao cenário de caos ambientais que se vive hoje em uma nova Época geológica, o Antropoceno. A destinação final ambientalmente adequada de resíduos figura como uma importante ação para mudanças deste paradigma ambiental. O tema é pauta prioritária para empresas, governos e sociedade que almejam contribuir para a mudança deste *status* e para o desenvolvimento de uma economia circular, que ressignifique os resíduos e conseqüentemente a lógica do descarte.

Em outubro de 2010 foi sancionada a Lei 12.305 que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) no Brasil. Desta forma, as diversas esferas governamentais deram início a um processo de articulação política, técnica e legal a fim de reverter o cenário de gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) no País, até então, marcado pela disposição final inadequada em vazadouros. De acordo Cunha (2021), o gerenciamento de RSU é composto pelas seguintes etapas: 1) Coleta e Transporte: ação sanitária que visa o afastamento dos resíduos do meio onde é gerado. A escolha das rotas de coleta, frequências e tipos de veículos influenciam diretamente as etapas posteriores de gerenciamento. 2) Destinação Final: tratamento dos resíduos que inclui reutilização, reciclagem, compostagem, recuperação e reaproveitamento energético, além de outras formas admitidas pelos órgãos ambientais. Esse tratamento tem como objetivo reduzir a quantidade e o potencial poluidor dos resíduos sólidos dispostos em aterros sanitários. 3) Disposição Final: distribuição ordenada de rejeitos em aterros sanitários de pequeno porte ou aterros sanitários convencionais, desde que observadas normas operacionais específicas, a fim de evitar riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos.

Desta forma, podemos entender que a destinação final é análoga ao processo de valorização dos resíduos. Valorizar os RSUs é estratégico para qualquer municipalidade que intencione desenvolver um sistema de gerenciamento integrado de RSU que preveja a preservação ambiental e sustentabilidade operacional. De forma genérica, a segregação de materiais dos resíduos objetiva a valorização de suas frações. Entretanto, cabe destacar que somente devemos segregar materiais se houver demanda para os produtos derivados desta valorização, bem como se houver viabilidade técnica, ambiental e econômica neste processo de valorização. Caso contrário, geraremos um problema futuro a ser gerenciado em local distinto da geração. Dentre as técnicas de valorização de RSU, podemos destacar a coleta seletiva, as usinas de triagem, a compostagem, a reciclagem e a recuperação energética (tratamento térmico).

Quanto à disposição final de RSU no Brasil, de acordo com a ABRELPE (2020), os municípios utilizam lixões (ou vazadouros), aterros controlados ou aterros sanitários. Entretanto, vale destacar que apenas os aterros sanitários são considerados efetivamente adequados perante a PNRS (Cunha, 2021). De acordo com dados publicados pela associação no ano de 2020, estima-se que, em 2019, foram geradas 79 milhões de toneladas de RSU em nosso País, deste montante, 92% (72,7

milhões) foram efetivamente coletados. Um marco notável, entretanto, não podemos nos esquecer que aproximadamente 6,3 milhões de toneladas de RSU não foram coletadas e destinada.

Ainda de acordo com o estudo, o aterro sanitário é a destinação final mais utilizado no Brasil, recebendo cerca de 118.631 toneladas de resíduos por dia, um aumento de 0,4% com relação ao ano de 2018. O aterro controlado é a segunda forma de destinação final mais utilizada, recebendo cerca de 45.830 toneladas de resíduos sólidos por dia, também apresentando um aumento com relação ao ano de 2018. Por outro lado, apesar de diminuir cerca de 0,5% com relação ao ano de 2018, em 2019, 17,5% da disposição final de resíduos sólidos ainda ocorreram em lixões, que receberam cerca de 34.850 toneladas de resíduos por dia. Esses dados causam preocupação em função dos inúmeros impactos ambientais correlatos a esta prática lesiva ao meio ambiente.

Lamentavelmente, conforme constatado pela ABRELPE (2020) e Cunha (2021), apesar dos adventos trazidos pela PNRS e dos esforços públicos e privados, em todos os estados Brasileiros ainda há vazadouros operando sem qualquer controle, causando alterações na qualidade ambiental através da contaminação de solo, água subterrânea e água superficial, propiciando a proliferação de vetores e deflagrando doenças. Infelizmente, ainda restam tais traços de medievalidade nas práticas de gestão resíduos no País. Esta cultura baseada no descaso ambiental sistemático desvia do olhar ambiental necessário à manutenção do equilíbrio ecológico.

A necessária alteração deste *status* traz novos desafios à gestores públicos, privados e para a própria sociedade. Não se trata apenas de encerrar vazadouros, mas sim, remediar os mesmos e propor uma solução ambientalmente adequada ao descarte, ainda, dos resíduos. Por estes motivos, os aterros sanitários (construídos dentro das normas e leis vigentes), figuram como uma solução que atende aos requisitos de viabilidade para a disposição adequada dos resíduos. Entretanto, esta solução também acaba por representar uma nova problemática a ser enfrentada. A pulverização de áreas de disposição final, mesmo que construídas atendendo aos mais rigorosos padrões, representa novos riscos ao meio ambiente e à saúde pública, em especial, devido à hipótese de operação deficiente e pouco harmônica à comunidade de entorno.

Desta forma, entende-se que o acompanhamento do cenário de disposição final de RSU figura como uma importante ferramenta de planejamento e de gestão pública para os municípios e estados brasileiros, propiciando a identificação de áreas e atividades críticas, bem como tendências de tratamento, destinação e disposição final. Face ao exposto, a presente pesquisa objetiva realizar o diagnóstico da disposição final de RSU do RJ no ano de 2022, contribuindo assim para uma maior divulgação e transparência de dados estratégicos para o setor de resíduos.

Material e Métodos

A primeira etapa metodológica deste projeto de pesquisa foi a realização de revisão bibliográfica com o fito de estabelecer um denso referencial teórico, direcionado para a busca de conceitos, legislações, normas, diretrizes e procedimentos, nacionais e internacionais de destinação final de resíduos. Para a uniformização de sinônimos no processo de pesquisa e localização de dados, foram utilizados os seguintes descritores: Aterros Sanitários; Aterros Controlados; Vazadouros; Estado do Rio de Janeiro; Licenciamento Ambiental. As principais bases de dados utilizadas foram a SciELO (*Scientific Electronic Library Online*), ERIC (*Educational Resources Information Center*), Portal Periódicos Capes e Google Acadêmico.

A segunda etapa metodológica foi a internalização das informações obtidas na revisão supracitada, composição de referências consultadas, análise crítica das informações obtidas, pesquisa nos processos de licenciamento ambiental das diversas soluções de disposição final de RSU dos 92 municípios do RJ junto ao Instituto Estadual do Ambiente (INEA), a localização das coordenadas geográficas e mapeamento das diversas soluções identificadas através do software livre *Google Earth* e, por fim a criação de Banco de Dados de Controle de Destinação final no Estado. Destaca-se que, na pesquisa enveredada junto ao INEA, foram consultados os diversos documentos públicos constantes dos processos de licenciamento ambiental das empresas públicas e privadas, concedidas ou contratadas para operar aterros sanitários, aterros controlados ou remediar vazadouros. Em cada um dos processos foram verificados, minimamente, os seguintes documentos: 1) Relatórios de vistoria; 2) Notificações; 3) Autos de Constatação; 4) Pareceres técnicos e; 5) Relatos Técnicos. Por fim, para a compilação dos dados obtidos e produção dos resultados planejados, foi utilizado o *Software Excel*.

Resultados e Discussão

A partir da pesquisa enveredada, foi possível constatar que o RJ gera 45.839 t/dia de resíduos em seus 92 municípios. Destes, 18.694 t/dia (40,78%) são Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), 23.782 t/dia (51,88%) são Resíduos da Construção Civil (RCC), 2.987 t/dia (6,52%) são Resíduos Comerciais e de Prestadores de Serviços (RCS) (Extraordinário) e 373 t/dia (0,82%) são Resíduos de Serviço de Saúde (RSS). A partir deste cenário inicial, as análises a seguir serão enveredadas para o diagnóstico dos RSUs gerados no ERJ. Cabe destacar que as condições de disposição final de RSU no ERJ são dinâmicas e que os dados apresentados a seguir refletem o cenário de outubro de 2022.

Desta forma, no período pesquisado, dos 92 municípios do ERJ, 76 enviam resíduos para 19 aterros sanitários licenciados para recebimento de RSU, com ou sem co-diposição com Resíduos Industriais Classe II. Juntos, os 76 municípios geram e destinam para aterros sanitários aproximadamente 18.123 t/dia, o que representa 96,94% do total de RSU gerado diariamente no Estado.

Dentre os municípios restantes, 6 (Varre-Sai, Santo Antônio de Pádua, Carmo, Duas Barras, Sumidouro e São José do Vale do Rio Preto) encaminham os RSUs gerados (98 t/dia) para operadores de aterros em Minas Gerais e 10 (Porciúncula,

Natividade, Itaperuna, Bom Jesus do Itabapoana, Italva, Cambuci, Cordeiro, Teresópolis, São Fidélis e Resende) ainda utilizam vazadouros como solução de disposição final dos RSUs gerados (472 t/dia).

De acordo com os dados levantados no presente diagnóstico, os 19 aterros sanitários licenciados e operacionais no ERJ são gerenciados por 16 operadores, sendo 10 privados, 2 consórcios intermunicipais e 4 prefeituras municipais. Os operadores privados gerenciam cerca de 17.061 t/dia, os consórcios cerca de 598 t/dia e prefeituras cerca de 259 t/dia. Vale destacar a atuação das operadoras Ciclus Ambiental, com o gerenciamento de 8.933 t/dia e Orizon Valorização de Resíduos, com o gerenciamento de 6.094 t/dia. Juntas as empresas gerenciam 15.027 t/dia, cerca de 80% da geração diária do ERJ. Abaixo a listagem das operadoras de aterros sanitários licenciados no ERJ.

Operador	Website
Ciclus Ambiental	https://ciclusambiental.com.br/
Orizon Valorização de Resíduos	https://orizonvr.com.br/
Dois Arcos Gestão de Resíduos	https://doisarcos.com.br/
Vital Engenharia Ambiental	http://www.vitalambiental.com.br/
União Norte Engenharia	http://uniaonorte.com.br/
Construtora Zadar	http://gruporiwa.com.br/
CTR Costa Verde	Não possui site
Empresa Brasileira de Meio Ambiente (EBMA)	http://www.ebma.com.br/
MTR Madalena Tratamento de Resíduos Urbanos	Não possui site
Essencis Soluções Ambientais	https://www.solvi.com/
Consórcio Vale do Café (CONVALE)	http://200.20.53.19/
Concessionária Centro Sul 1	https://www.consorciocentrosuli.com/
Prefeitura Municipal de Sapucaia	https://sapucaia.rj.gov.br/
Prefeitura Municipal de Macuco	https://prefeituramacuco.rj.gov.br/site/
Prefeitura Municipal de Saquarema	https://www.saquarema.rj.gov.br/
Companhia de Limpeza Urbana de Niterói	https://www.clin.rj.gov.br/SiteCLIN/

Tabela 1: Operadores de RSU no ERJ.

Adicionalmente, vale informar que a operadora Tecnosol (<https://tecnosolcomercio.com/>) possui licença ambiental vigente para operar Aterro Industrial Classe I e Aterro Industrial Classe II no município de Quissamã. A operadora não atende à Prefeituras do entorno, entretanto, está apta a receber RSU e RI por força de seu licenciamento ambiental.

Disposição Final	Operador	Municípios Atendidos	População (Fonte: IBGE, 2020)	Estimativa de Geração Diária de RSU (t/dia) (Fonte: IBGE 2020 e PERS 2014)	Estimativa de Geração Diária de RSU por Agrupamento (t/dia)
Aterro Sanitário de Seropédica	Ciclus	Rio de Janeiro	6.747.815	8.029,90	8.933,25
		Seropédica	83.092	98,88	
		Itaguaí	134.819	160,43	
		Mangaratiba	45.220	36,63	
		São João de Meriti	472.906	562,76	
		Piraí	29.545	23,93	
		Miguel Pereira	25.582	20,72	
Aterro Sanitários de Nova Iguaçu	Orizon	Nova Iguaçu	823.302	979,73	3.387,62
		Belford Roxo	513.118	610,61	
		Mesquita	176.569	210,12	
		Nilópolis	162.693	193,60	
		Magé	246.433	293,26	
		Duque de Caxias	924.624	1.100,30	
Aterro Sanitário de São Gonçalo	Orizon	São Gonçalo	1.091.737	1.299,17	1.549,61
		Niterói	309.190	250,44	

Aterro Sanitários de Itaboraí	Orizon	Itaboraí	242.543	288,63	695,72
		Maricá	164.504	195,76	
		Cachoeiras de Macacu	59.303	48,04	
		Tanguá	34.610	41,19	
		Guapimirim	61.388	73,05	
		Rio Bonito	60.573	49,06	
Aterro Sanitário de São Pedro da Aldeia	Dois Arcos	São Pedro da Aldeia	106.049	85,90	511,47
		Armação dos Búzios	34.477	27,93	
		Arraial do Cabo	30.593	24,78	
		Cabo Frio	230.378	186,61	
		Casimiro de Abreu	45.041	36,48	
		Iguaba Grande	28.837	23,36	
		Silva Jardim	21.774	17,64	
		Araruama	134.293	108,78	
Aterro Sanitário de Campos dos Goytacazes	Vital	Campos dos Goytacazes	511.168	414,05	493,96
		São Francisco de Itabapoana	42.210	34,19	
		São João da Barra	36.423	29,50	
		Cardoso Moreira	12.821	10,39	
		São José de Ubá	7.206	5,84	
Aterro Sanitário de Barra Mansa	Orizon	Barra Mansa	184.833	149,71	461,10
		Volta Redonda	273.988	221,93	
		Porto Real	19.974	16,18	
		Quatis	14.435	11,69	
		Itatiaia	32.064	25,97	
		Pinheiral	25.364	20,54	
		Rio Claro	18.605	15,07	
Aterro Sanitário de Paracambi	C. Centro Sul 1	Paracambi	52.683	62,69	394,89
		Japeri	105.548	125,60	
		Queimados	151.335	180,09	
		Mendes	18.648	15,10	
		Engenheiro Paulo de Frontin	14.071	11,40	
Aterro Sanitário de Três Rios	União Norte	Três Rios	77.432	62,72	364,40
		Areal	12.669	10,26	
		Paraíba do Sul	44.518	36,06	
		Comendador Levy Gasparian	8.576	6,95	
		Petrópolis	306.678	248,41	
Aterro Sanitário de Macaé	Zadar	Macaé	261.501	211,82	337,52
		Rio das Ostras	155.193	125,71	
Aterro Sanitário de Vassouras	CONVALE	Vassouras	37.083	30,04	204,05
		Paty do Alferes	27.858	22,56	
		Rio das Flores	9.344	7,57	
		Valença	76.869	62,26	
		Barra do Piraí	100.764	81,62	

Aterro Sanitário de Angra dos Reis	CTR Costa Verde	Angra dos Reis	207.044	167,71	203,09
		Paraty	43.680	35,38	
Aterro Sanitário de Nova Friburgo	EBMA	Nova Friburgo	191.158	154,84	154,84
Aterro Sanitário de Santa Maria Madalena	MTR Madalena	Bom Jardim	27.616	22,37	152,11
		Cantagalo	20.168	16,34	
		Santa Maria Madalena	10.392	8,42	
		Conceição de Macabu	23.398	18,95	
		Carapebus	16.586	13,43	
		Trajano de Moraes	10.640	8,62	
		São Sebastião do Alto	9.387	7,60	
		Aperibé	11.901	9,64	
		Itaocara	23.222	18,81	
		Miracema	27.154	21,99	
Laje do Muriaé	7.326	5,93			
Aterro Sanitário de Macaé	Essencis	Quissamã	25.126	20,35	20,35
Aterro Sanitário de Sapucaia	PM Sapucaia	Sapucaia	18.249	14,78	14,78
Aterro Sanitário de Macuco	PM Macuco	Macuco	5.623	4,55	4,55
Aterro Sanitário de Niterói	CLIN	Niterói	206.127	166,96	166,96
Aterro Sanitário de Saquarema	PM Saquarema	Saquarema	90.583	73,37	73,37
Aterro Industrial Classe I	Tecnosol	Diversos	-	-	-
Aterro Industrial Classe II	Tecnosol	Diversos	-	-	-
Envio para fora do Estado	MG	Varre-Sai	11.106	9,00	98,69
		Santo Antônio de Pádua	42.594	34,50	
		Carmo	19.030	15,41	
		Duas Barras	11.528	9,34	
		Sumidouro	15.667	12,69	
		São José do Vale do Rio Preto	21.916	17,75	
Vazadouro	PM	Porciúncula	18.960	15,36	472,55
		Natividade	15.311	12,40	
		Itaperuna	103.800	84,08	
		Bom Jesus do Itabapoana	37.203	30,13	
		Italva	15.299	12,39	
		Cambuci	15.514	12,57	
		Cordeiro	22.041	17,85	
		Teresópolis	184.240	149,23	
		São Fidélis	38.710	31,36	
		Resende	132.312	107,17	

Tabela 2: Banco de dados de controle de destinação final no Estado.

Vale destacar que, na tabela 2, foram considerados aterros sanitários licenciados e em operação. Por outro lado, na tabela 3, foram considerados aterros sanitários e/ou aterros controlados formalmente encerrados, abandonados, recuperados ou com licenciamento ambiental irregular.

Vazadouro							Status da Remediação					
		Fecha do	Remediado	Em Remediação	Remediado com Termo de Encerramento	Ano de Encerramento	Primeira Etapa	Segunda Etapa				
								Tratamento Primário (Recuperação Simples)	Tratamento Secundário (Recuperação Parcial - Nível 1)	Tratamento Terciário (Recuperação Parcial - Nível 2)*1	Remoção dos Resíduos	Atenuação Natural Monitorada (ANM)
1	Belford Roxo	1	0	0	0	2012	A fazer	-	-	-	-	-
2	Cachoeiras de Macacu	1	0	0	0	2012	A fazer	-	-	-	-	-
3	Duque de Caxias (Gramacho)	0	0	1	0	2012	Feito	-	-	Fazendo	-	-
4	Guapimirim	1	0	0	0	2012	A fazer	-	-	-	-	-
5	Itaboraí - Sossego	1	0	0	0	2011	A fazer	-	-	-	-	-
6	Itaboraí - Parque Aurora	1	0	0	0	2011	A fazer	-	-	-	-	-
7	Itaguaí - Santana	1	0	0	0	2011	A fazer	-	-	-	-	-
8	Itaguaí - Cidade Industrial	1	0	0	0	2011	A fazer	-	-	-	-	-
9	Japeri	0	0	1	0	2013	Feito	Fazendo	-	-	-	-
10	Magé	0	0	1	0	-	Feito	-	Fazendo	-	-	-
11	Maricá - Itapeba	1	0	0	0	2013	A fazer	-	-	-	-	-
12	Maricá - Caixito	1	0	0	0	2013	A fazer	-	-	-	-	-
13	Mesquita	0	0	0	0	-	Não se aplica	-	-	-	-	-
14	Nova Iguaçu (Nova Iguaçu)	0	1	0	0	2006	Feito	-	Feito	-	-	-
15	Nilópolis	0	0	0	0	-	Não se aplica	-	-	-	-	-
16	Niterói (Morro do Céu)	0	0	0	1	2011	Feito	-	Feito	-	-	-
17	Paracambi	0	1	0	0	2011	Feito	-	Feito	-	-	-
18	Petrópolis (Duarte da Silveira)	1	0	0	0	2011	A fazer	-	-	-	-	-
19	Petrópolis (Pedro do Rio)	1	0	0	0	2015	A fazer	-	-	-	-	-
20	Queimados	1	0	0	0	2012	A fazer	-	-	-	-	-
21	Rio Bonito	1	0	0	0	2013	A fazer	-	-	-	-	-
22	Rio de Janeiro (Gericinó)	0	0	0	1	2012	Feito	-	Fazendo	-	-	-
23	São Gonçalo (Itaoca)	0	0	1	0	2012	Feito	-	Fazendo	-	-	-
24	São João de Meriti	0	0	0	0	-	Não se aplica	-	-	-	-	-
25	Seropédica	0	0	0	1	2011	Feito	-	Feito	-	-	-
26	Tanguá	1	0	0	0	2012	A fazer	-	-	-	-	-

Tabela 3: Banco de dados de controle de vazadouros no Estado.

A catalogação dos vazadouros encerrados e/ou em fase de remediação ambiental é de suma importância, pois permite a adoção de ações específicas para mitigar os riscos e os impactos negativos associados a essas áreas. O abandono desses locais é um problema grave, pois os resíduos continuam a se degradar mesmo após o fechamento do lixão, o que pode perdurar por décadas, liberando gases prejudiciais à qualidade do ar e contribuindo para o efeito estufa. Ademais, o acúmulo de resíduos não tratados e a falta de impermeabilização do solo resultam na formação de chorume, um líquido altamente contaminante que pode afetar os corpos hídricos próximos e o lençol freático, representando sérios riscos à saúde pública (Serafim *et al.*, 2003; Lima, 2005; Monteiro *et al.*, 2018; Setta, 2019; Vimercati, 2023). Portanto, junto à catalogação dos fluxos de resíduos gerados no ERJ, a catalogação dos vazadouros que, por sua vez, já se encontram encerrados, deve ser criteriosamente considerada no planejamento e na implementação de medidas para o adequado gerenciamento dos fluxos de resíduos do Estado.

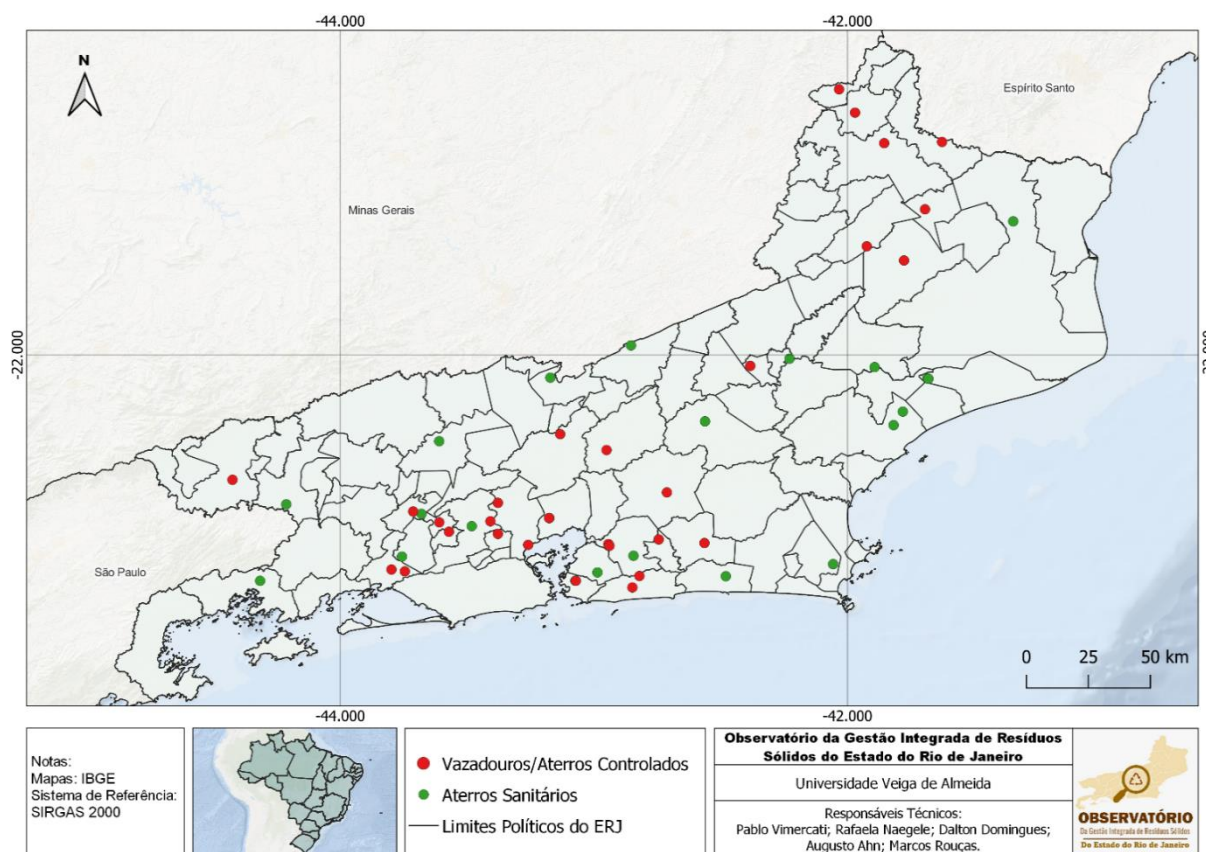


Figura 1: Mapa de destinação final de RSU do Estado do Rio de Janeiro, cenário 2022.

Comentários finais

Após a presente pesquisa, foi possível realizar o diagnóstico da disposição final de RSU no ERJ, com base, em especial, nos dados públicos extraídos do Portal de Licenciamento Ambiental do INEA, no cenário de outubro de 2022. Foram identificados os aterros sanitários, os aterros controlados e os vazadouros ativos nos 92 municípios do Estado, bem como, foram mapeados os diversos fluxos de destinação final de RSU. Por fim, foi possível produzir um inventário de RSU a partir das estimativas realizadas e a consolidação das informações no Banco de Dados de Controle de Destinação final no Estado. Como produto adicional, também foi possível produzir o mapa de destinação final de RSU do Estado do Rio de Janeiro, cenário 2022. Em síntese destacamos que, dos 92 municípios do ERJ, 76 enviam resíduos para 19 aterros sanitários licenciados para recebimento de RSU, sendo 10 operações privadas, 2 por consórcio e 4 por Prefeituras. Juntos, os 76 municípios geram e destinam para aterros sanitários aproximadamente 18.123 t/dia, o que representa 96,94% do total de RSU gerados no Estado. Dentre os municípios restantes, 6 encaminham 98 t/dia para operadores de aterros em Minas Gerais e 10 ainda utilizam vazadouros como solução de disposição final, perfazendo 472 t/dia.

Agradecimentos

Agradecemos ao Instituto Estadual do Ambiente (INEA) pelo apoio e fornecimento de dados de extrema valia para esta pesquisa.

Referências Bibliográficas

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil, 2020. Disponível em: <http://abrelpe.org.br/panorama/>. Acesso em: 08 de outubro de 2022.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. NBR 8.849 Apresentação de Projetos de Aterros Controlados de Resíduos Sólidos Urbanos: classificação. Rio de Janeiro, 1985.

_____. NBR 13.896: Aterros de resíduos não perigosos – Critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro, 1997.

_____. NBR 8.419: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos: procedimento. Rio de Janeiro, 1992.

BRASIL. Lei 12.305. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos de 02 de agosto de 2010; decreto nº7.404, de 23 de dezembro de 2010. Brasília, 2010.

CUNHA, C.E.S.C.P. Critérios de localização, implantação e operação de aterro sanitário. 01 jul. 2016 a 31 dez. 2016. 551 p. Notas de Aula.

CUNHA, C.E.S.C.P. Gestão Integrada de Resíduos Sólidos: Múltiplas perspectivas para um gerenciamento sustentável e circular. Editora Freitas Bastos. 2022, 123p.

CUNHA, C.E.S.C.P. Gestão de resíduos perigosos em refinarias de petróleo. 2009. 128 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PEAMB), Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ), Rio de Janeiro. 2009.

INEA - INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE: Norma Operacional (NOP) 031/2015. Rio de Janeiro, 2015.

SÁNCHEZ, L. E. Avaliação de impacto ambiental: conceitos e métodos. 2.ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2013.

TCHOBANOGLIOUS, G., KREITH, F. Handbook of solid waste management. 2° ed. Califórnia. McGRAW-HILL Companies. 2002. 834 p.

VERGARA, S.E., TCHOBANOGLIOUS, G., Municipal solid waste and the Environment: A global perspective. Annual Review of Environment and Resources. Illinois State University (environ.annualreviews.org), 2012.

VILHENA, A. Lixo Municipal: Manual de gerenciamento integrado. 3.ed. São Paulo: CEMPRE, 2010. 350 p.

VIMERCATI, P. Estudo de Viabilidade Técnica, Econômica e Ambiental da Remediação do Lixão De Babi (Belford Roxo) por Escavação e Remoção Direta. 10.13140/RG.2.2.12284.92800/1

WEETMAN, C. Economia Circular: Conceitos e estratégias para fazer negócios de forma mais inteligente, sustentável e lucrativa. 1° ed. São Paulo: Editora Autêntica Business, 2019. 501 p.



ARTIGOS COMPLETOS

ÁREA TEMÁTICA
Recursos Hídricos e Qualidade da água

ESTUDO SOBRE A CORRELAÇÃO ENTRE TURBIDEZ E SÓLIDOS SUSPENSOS COM A CARACTERIZAÇÃO MORFOMÉTRICA NA BACIA DO RIO PIRANGA - MG

1Manuela Augusta Diniz Siqueira, 2Marco Túlio Frias de Lima Costa, 3Anderson de Assis Morais, 4 Fernando Neves Lima

1Universidade Federal de Itajubá, e-mail: d2023102794@unifei.edu.br; 2Universidade Federal de Itajubá, e-mail: d2023102800@unifei.edu.br; 3Universidade Federal de Itajubá, e-mail: andersondeassis@unifei.edu.br; 4Universidade Federal de Itajubá, e-mail: lima.fernando@unifei.edu.br

Palavras-chave: Qualidade da água; Índice de compacidade; Fator de forma

Resumo

Várias variáveis constituem parâmetros importantes para o planejamento de bacias hidrográficas. O monitoramento da qualidade da água é fundamental para a gestão dos recursos hídricos. Nesse contexto, o presente trabalho apresenta um estudo de monitoramento da qualidade da água em termos de turbidez e sólidos totais, além das características morfométricas da própria bacia em termos de: índice de compacidade e fator de forma.

A turbidez é um parâmetro de qualidade da água que corresponde à redução da transparência do meio líquido, ela é promovida pelo material em suspensão, dificultando assim a passagem dos raios solares pela água. A concentração de sólidos suspensos influencia diretamente a turbidez, pois irá dificultar a penetração da luz na água.

A técnica mais indicada para medir a turbidez é a nefelometria, onde os valores são expressos em unidades nefelométricas de turbidez (NTU), por meio de um turbidímetro. Já a mensuração da concentração de sólidos suspensos, é comumente realizada de forma indireta através da turbidez.

As características morfométricas das áreas de bacia hidrográfica, incluindo índice de compacidade e fator de forma em sua análise, tem forte influência em seu ciclo hidrológico. Para essa caracterização utilizou-se do índice de compacidade (Kc) e do fator de forma (Ff).

O Kc é sempre um valor ≥ 1 , quanto menor o Kc (mais próximo da unidade), mais circular é a bacia, menor e maior a tendência de haver picos de enchente. Já o Ff, quanto menor, mais comprida é a bacia e, portanto, menos sujeita a picos de enchente, pois o tempo de chegada do pico de vazão afluente ao exutório é diferente para os diferentes tributários e, além disso, fica difícil uma mesma chuva intensa abranger toda a bacia.

A área de estudo compreende a bacia hidrográfica do rio Piranga, umas das seis Unidades de Planejamento e Gestão dos Recursos Hídricos (UPGRHs) da bacia hidrográfica do rio Doce, se encontrando integralmente inserida no estado de Minas Gerais e abrangendo total ou parcialmente 77 municípios.

Assim, foram correlacionados os dados de precipitação com os dados de monitoramento da qualidade da água para os parâmetros de turbidez e sólidos no período de 2016 a 2020. E a fim de se verificar alguma possível relação entre os dados citados com o índice de compacidade e o fator de forma, foram analisados dados de qualidade de estações fluviométricas e dados de precipitação, além dos resultados obtidos para os índices e fatores mencionados.

Por meio dos resultados obtidos para a caracterização morfométrica, pode-se classificar a bacia hidrográfica do rio Piranga como alongada e em condições normais de precipitação, como de baixa suscetibilidade a enchentes, pois quanto maior o Kc encontrado, menos circular é a bacia e maior o tempo de concentração, apresentando menor tendência de haver picos de enchente, e para o Ff, quanto menor, mais comprida é a bacia e, portanto, menos sujeita a picos de enchente, pois o tempo de concentração é maior. Foi constatado que há uma correlação entre o aumento da turbidez e sólidos totais com eventos de precipitação durante o período estudado, sendo que para chuvas com maiores intensidades há maior propensão na produção de sólidos e aumento da turbidez, corroborado pela comparação dos dados de chuva, sólidos totais e turbidez. Essa relação também é evidenciada a partir da Equação Universal de Perdas de Solos (USLE).

Ademais, o presente estudo permitiu a verificação de uma correlação entre os parâmetros de turbidez e sólidos totais com a precipitação. Entretanto, a partir das análises realizadas, essa correlação não foi observada para a caracterização morfométrica da bacia.

Introdução

A água é um recurso natural limitado, devido ao grande crescimento das demandas populacionais, industriais e agrícolas, podendo, futuramente, se tornar um bem escasso. Os recursos hídricos são fator determinante à vida e ao desenvolvimento socioeconômico da humanidade. A gestão dos recursos hídricos visa assegurar o acesso à água em qualidade e quantidade para as atuais e futuras gerações, sendo, a sua efetividade, resultado da aplicação do conjunto de instrumentos propostos na Política Nacional de Recursos Hídricos (Tucci, 2009).

A Política Nacional de Recursos Hídricos (Brasil, 1997) define a bacia hidrográfica como unidade territorial adotada para fins de planejamento da gestão hídrica do Brasil. Segundo Yassuda (1993), a bacia hidrográfica permite uma abordagem

integrada, sendo considerada como “o palco unitário de interação das águas com o meio físico, o meio biótico e o meio social, econômico e cultural”.

Alguns estudos constituem importante ferramenta para o planejamento hídrico de uma bacia hidrográfica. Serão destacados, entre os possíveis estudos, o monitoramento da qualidade da água em termos de turbidez e sólidos totais e suas frações, bem como a caracterização morfométrica da bacia através do índice de compacidade e fator de forma.

O monitoramento da qualidade é essencial para a gestão dos recursos hídricos, pois permite a identificação de possíveis causas de degradação, a proposição de medidas de controle, a reparação para as áreas impactadas e a caracterização e análise de tendências em bacias hidrográficas, condições primordiais para o enquadramento de recursos hídricos e demais instrumentos de política nacional (Grafton et al., 2011).

Nesse sentido, ressalta-se que a água pode sofrer variações em termos de qualidade, incluindo os índices de turbidez e sólidos, a depender do seu local de origem, bem como das interações que realiza ao longo do seu curso com o ambiente. A avaliação dessas variações e características distintas, que podem ser de ordem física, química e biológica, auxiliam a mensurar os índices de qualidade da água. A quantificação da qualidade serve para contribuir na decisão com relação às características desejáveis e aceitáveis para o recurso hídrico em questão (Fay & Silva, 2006).

A caracterização morfométrica das áreas das bacias delimitadas, que inclui em sua análise os índices de compacidade e o fator de forma, possui grande relevância, já que exerce uma grande influência sobre o seu regime hidrológico (Villela e Mattos, 1975). Essa caracterização, relativa a uma bacia hidrográfica, tem, em certa medida, domínio em relação aos processos do ciclo hidrológico, como na taxa de infiltração, na quantidade de água produzida como deflúvio, a evapotranspiração e o escoamento superficial e subsuperficial (Tonello et al., 2006). Destaca-se que os índices e o fator supracitados possuem ascendência, especialmente, em relação ao deflúvio produzido no exutório da bacia em estudo.

Segundo Silva Júnior (2012), a sedimentação proveniente do processo erosivo é carregada para os cursos d'água através do escoamento superficial.

O prognóstico das taxas de geração de sedimento em uma bacia hidrográfica é uma importante ferramenta para a previsão de assoreamento de reservatórios e eventos de cheias, bem como de parâmetros de qualidade de água. O carregamento de sedimentos pelos rios é um fenômeno complexo que está diretamente relacionado aos processos erosivos que ocorrem nas vertentes da bacia, no leito e margens dos rios. Esses processos fornecem material que, por sua vez, depende da energia do fluxo para ser direcionado aos cursos d'água.

Dessa forma, destaca-se o parâmetro físico de turbidez, indicador de qualidade da água que representa a redução da transparência do meio líquido, sendo promovida por materiais em suspensão que dificultam a passagem dos raios solares pela água. O tamanho dessas partículas interfere diretamente na turbidez, pois, partículas menores tendem a permanecer em suspensão, enquanto as maiores tendem a sedimentar gradativamente. Devido à diminuição de penetração dos raios solares no corpo d'água, a turbidez provoca vários impactos no sistema aquático, como o favorecimento da proliferação de cianobactérias produtoras de toxinas, redução do oxigênio dissolvido e das taxas fotossintéticas de macrófitas e algas subsuperficiais, podendo provocar a morte da fauna aquática (Fay & Silva, 2006). Problemas como o assoreamento de reservatórios e carregamento de nutrientes e contaminantes também podem estar associados à turbidez, uma vez que são causados em sua maioria pelo carregamento de sedimentos.

Para mensuração da turbidez, a técnica mais adequada é a nefelometria, onde os valores são expressos em unidades nefelométricas de turbidez (NTU). Com essa metodologia é possível, a partir da luz dispersa, verificar a quantidade de material sólido suspenso (Fay & Silva, 2006). Durante a medição da turbidez são utilizados turbidímetros, que medem o parâmetro comparando-se o espalhamento de um feixe de luz ao passar pela amostra, com o espalhamento de um feixe de igual intensidade ao passar por uma suspensão padrão.

A bacia do rio Piranga possui sete estações de monitoramento da qualidade da água, todas elas referente ao Projeto “Águas de Minas”, em operação desde o ano de 1997 e atualmente sob responsabilidade do Instituto Mineiro de Gestão das Águas – IGAM.

O conhecimento das características físicas de uma bacia hidrográfica permite compreender a variação dos elementos do regime hidrológico, possibilitando o estabelecimento de relações e comparações entre as características físicas e dados hidrológicos conhecidos. Segundo Tucci (1993), as relações matemáticas entre variáveis hidrológicas e as características físicas da bacia são conhecidas como equações de regionalização, permitindo a obtenção indireta de variáveis hidrológicas em seções ou locais de interesse nos quais faltem dados, ou em regiões onde, por fatores de ordem física ou econômica, não seja possível a instalação de estações hidrométricas.

A forma da bacia, particularmente para fins de inundação, está associada ao conceito de tempo de concentração (t_c), que é o tempo contado a partir do início da precipitação, necessário para que toda a bacia contribua para a vazão na seção de saída. Alguns índices de forma têm sido utilizados para caracterizar as bacias hidrográficas, como o índice de compacidade e o fator de forma.

O índice de compacidade (K_c) da bacia hidrográfica é um indicador de suscetibilidade a inundações na parte baixa da bacia hidrográfica, sendo definido pela relação entre o perímetro da bacia e o perímetro do círculo de igual área. Já o fator de forma (K_f) da bacia hidrográfica é determinado pela razão entre as larguras médias da bacia e seu comprimento axial.

Caracterização da Área de Estudo

A bacia hidrográfica do rio Piranga encontra-se totalmente inserida no Estado de Minas Gerais, em uma área de 17.571 quilômetros quadrados, onde sua maior parte está inserida na Zona da Mata e Campos das Vertentes. É composta pelos rios Piranga, do Carmo, Casca e Matipó e por áreas de drenagem de outros córregos menores, como os rios do Peixe, Sem Peixe e Sacramento e ribeirões Mombaça, do Turvo e do Belém (CBH Piranga, 2023).

Segundo o Plano de Ação de Recursos Hídricos da bacia hidrográfica do rio Piranga (PARH, 2006), a população total da bacia é estimada em 700 mil pessoas. Na economia, observa-se que há uma predominância do setor de serviços, seguido da indústria e agropecuária. O uso preponderante da bacia é a agricultura e pecuária, principalmente para a criação de suínos. A região da bacia apresenta grande suscetibilidade à erosão, favorecendo uma elevada produção de sedimentos.

É a sub-bacia da bacia hidrográfica do rio Doce com maior número de municípios, abrangendo total ou parcialmente, 77 cidades (CBH Piranga, 2023).

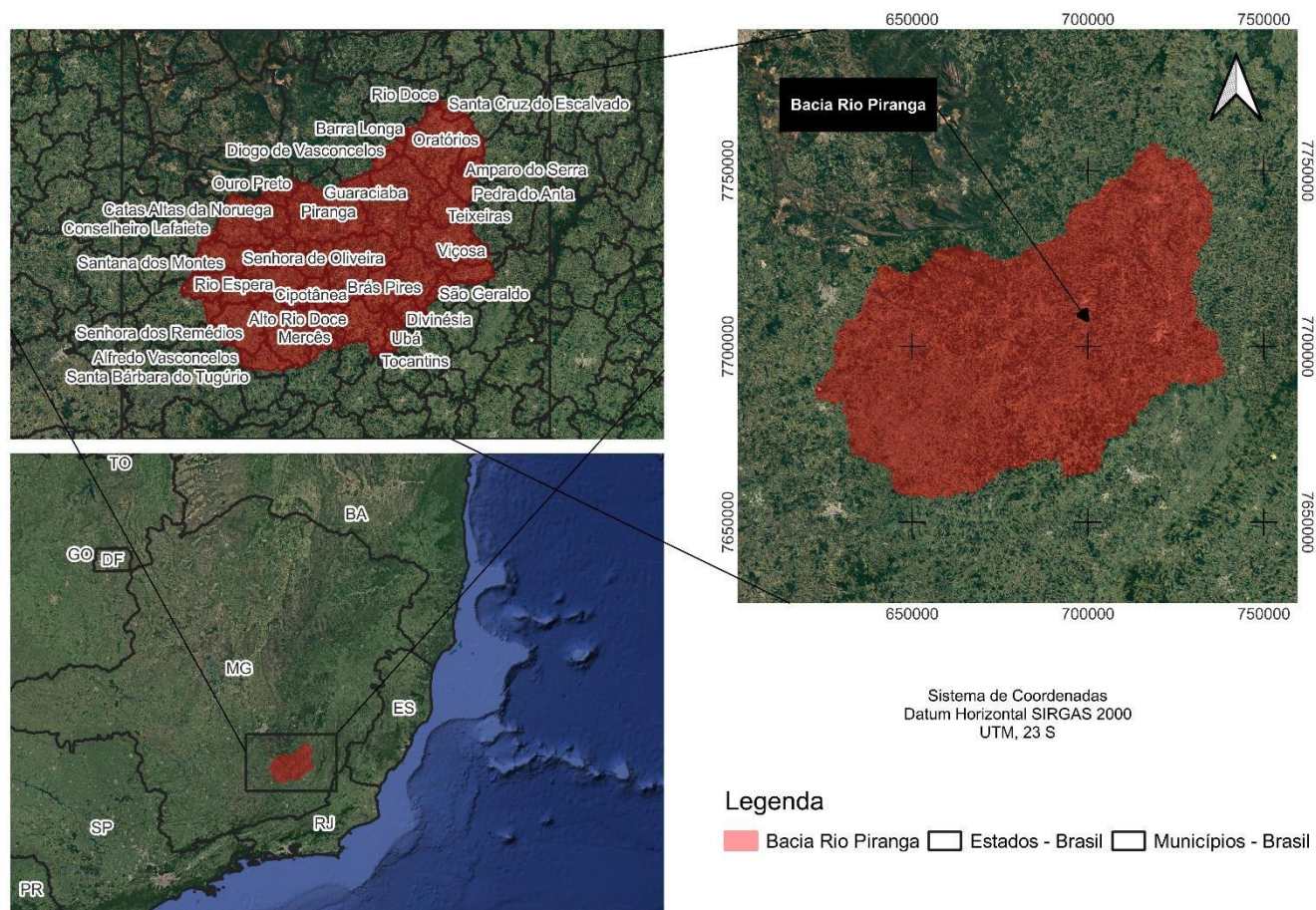


Figura 1: Unidade Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos do rio Piranga – DO1. Fonte: Os autores (2023).

Dados Analisados

Foram correlacionados os dados de precipitação com os dados de monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Piranga para os parâmetros de turbidez e sólidos suspensos no período de 2016 a 2020. E de forma a se verificar alguma possível relação entre turbidez e os sólidos de um rio com o índice de compacidade e o fator de forma foram analisados dados de qualidade de estações fluviométricas e dados de precipitação, além dos resultados obtidos para esses índices e fatores citados.

Para a caracterização morfométrica utilizou-se do índice de compacidade (Kc) e do fator de forma (Ff). A Equação (1) e a Equação (2) apresentam as metodologias utilizadas para o cálculo desses índices, respectivamente.

$$Kc = (0,282 * P) / \sqrt{A} \quad (1)$$

Onde:

- Kc é o índice de compacidade (adimensional);
- P é o perímetro da bacia (km) = 524,6; e
- A é área da bacia (km²) = 6.600,9.

$$Ff = \underline{L}/LAX \quad (2)$$

Onde:

- Ff é o fator de forma;
- \underline{L} é a largura média da bacia (km) = 46,6; e
- LAX é o comprimento axial da bacia (km) = 313,6.

O Índice de Compacidade (Kc) indica o quanto a bacia é alongada ou circular. Bacias circulares possuem maior tendência de haver picos maiores de vazão, enquanto bacias alongadas possuem picos mais suaves. Essa constatação pode ser feita através do cálculo do Tempo de Concentração (Tc), que é menor para bacias circulares e maior para as alongadas, considerando bacias com a mesma área (Andrade, 2009). Ademais, em bacias circulares o escoamento superficial tende a chegar ao mesmo tempo no exutório, ao contrário das alongadas (Andrade, 2009).

Já o Fator de Forma (Ff) compara a largura média da bacia calculada com o comprimento do talvegue principal, comprimento axial (Equação (2)). Essa comparação indica o quanto a bacia é circular ou alongada e, da mesma forma que os índices supracitados, indica o potencial da bacia em produzir picos de vazão ou não (Andrade, 2009).

A Tabela 1 apresenta as possíveis classificações existentes para o índice e o fator supracitados, de maneira que os resultados obtidos para a bacia do rio Piranga possam ser apresentados e analisados no item subsequente.

	Índice de Compacidade (Kc)	Fator de Forma (Ff)	Potencial de Enchentes
Arredondada	1,00-1,25	1,00-0,75	ALTA
Elíptica	1,25-1,50	0,75-0,50	MÉDIA
Alongada	>1,50	<0,50	BAIXA

Tabela 1: Classificação Índice de Compacidade e Fator de Forma. Fonte: Universidade de São Paulo – EEL (2019).

Para a avaliação da turbidez e dos sólidos totais e suas frações foram analisados os dados da estação de qualidade 56120000 (Estação Ponte Nova de coordenadas 718.898,4094 E 7.744.652,3312 N, operada pelo IGAM) e da estação de pluviometria 2043025 (Estação Usina da Brecha de coordenadas 706.765,8210 E 7.730.031,0691 N, operada pela ANA), ambos disponíveis no Portal HidroWeb ANA. Devido à falta de dados na estação 56120000 ao longo tempo, foram utilizados apenas os dados de qualidade referentes ao primeiro semestre de 2016, ao ano de 2018, ao segundo semestre de 2019 e ao primeiro semestre de 2020.

Nesse sentido, confrontaram-se os dados de turbidez e sólidos totais e suspensos com os dados de precipitação para os mesmos períodos, a fim de verificar uma relação entre a intensidade da precipitação com a produção de sedimentos na bacia, já que o parâmetro “R” da Equação Universal de Perdas de Solos (USLE – para metodologia ver Equação (3)) indica o fator de erosividade da chuva. Ou seja, o fator “R” é o índice que indica a parcela de erosão do solo provocada pela precipitação. Para maiores detalhes com relação ao cálculo desse fator verificar HENNING et. al (2018).

$$USLE = R * K * LS * C * P \quad (3)$$

Onde:

- USLE é a estimativa de perda de solo (t/ha);
- R é o fator de erosividade da chuva (MJ.mm/ha.h);
- K é o fator de erodibilidade do solo (t.ha.h/ha.MJ.mm);
- LS é o fator topográfico (adimensional);
- C é o fator de cobertura, uso e manejo do solo (adimensional); e
- P é o fator de práticas contra erosão (adimensional).

É importante ressaltar que a estação 56120000 encontra-se no exutório da bacia do rio Piranga, assim como, destaca-se que em estudos hidrológicos e de qualidade futuros para essa bacia é indicado que os dados obtidos através da estação 2043025 sejam validados regionalmente para a bacia.

Resultados e Discussão

Para a caracterização morfométrica, uma vez que o índice de compacidade (Kc) encontrado apresentou valores >1,50 e o fator de forma (Ff) <0,50, pode-se classificar a bacia hidrográfica do rio Piranga como alongada e em condições normais de precipitação, como de baixa suscetibilidade a enchentes. Quanto maior o Kc, menos circular é a bacia e maior o tempo de concentração, apresentando menor tendência de haver picos de enchente. Para o Ff, quanto menor ele for, mais comprida é a bacia e, portanto, menos sujeita a picos de enchente, pois o tempo de concentração é maior.

Bacia do rio Piranga	Índice de Compacidade (Kc)	Fator de Forma (Ff)	Característica	Potencial de Enchentes
	1,820773	0,148481	Alongada	BAIXA

Tabela 2: Classificação do Índice de Compacidade e Fator de Forma da bacia do rio Piranga.

Já para os parâmetros de turbidez e sólidos, a partir da análise dos gráficos obtidos, percebe-se que existe uma correlação de aumento dos dados de turbidez e sólidos com maiores intensidades de precipitação, observados em um mesmo período.

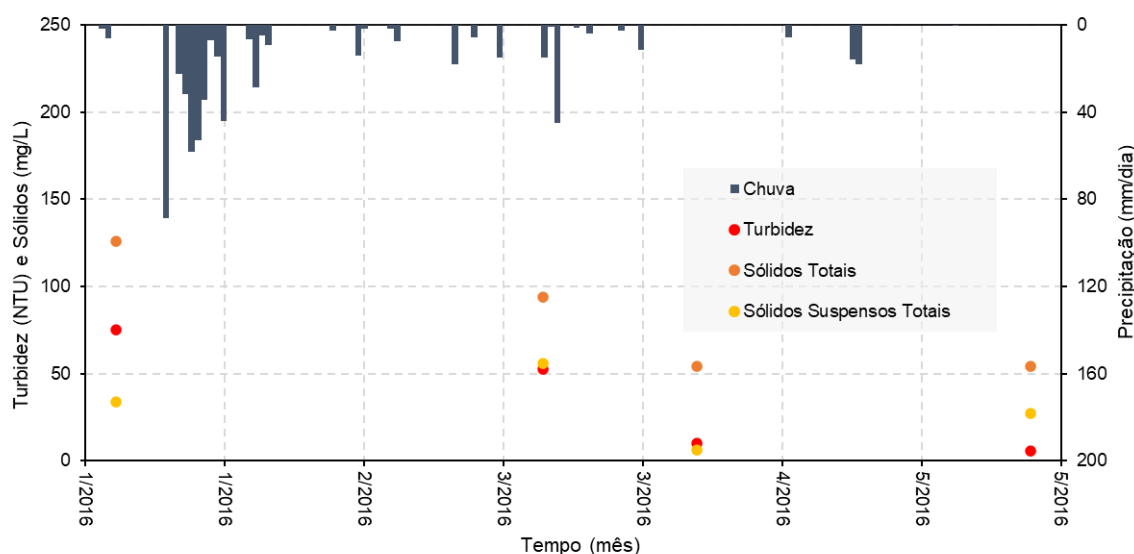
Segundo Fritzsos et al. (2003), a turbidez tende a aumentar à medida que os índices pluviométricos também aumentam. A turbidez pode ter origem natural, através das partículas de rocha, argila, silte, algas e outros microorganismos; e/ou origem antrópica, proveniente de despejos domésticos, despejos industriais, e erosão (Von Sperling, 1996).

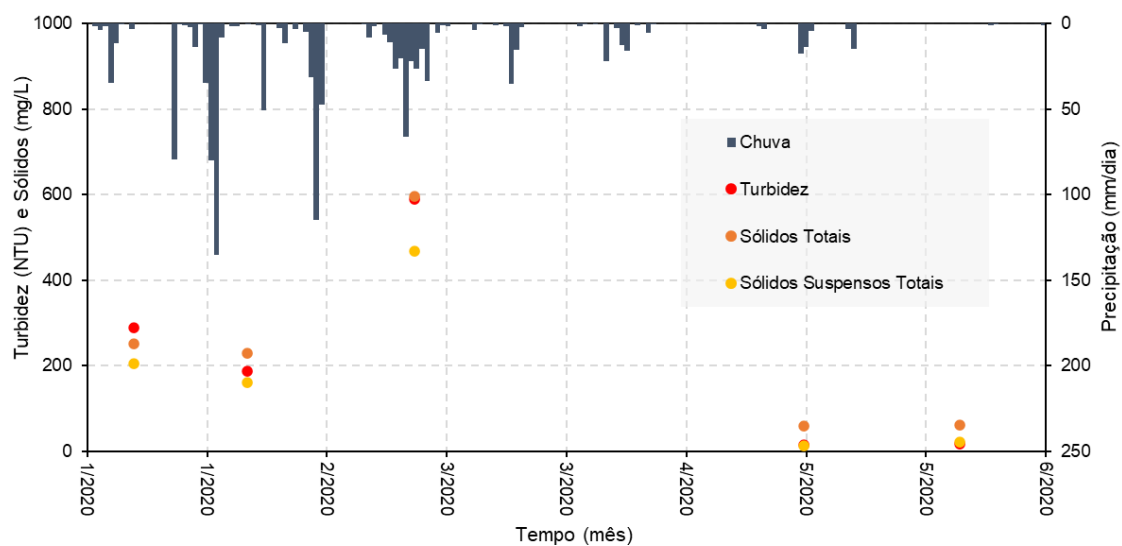
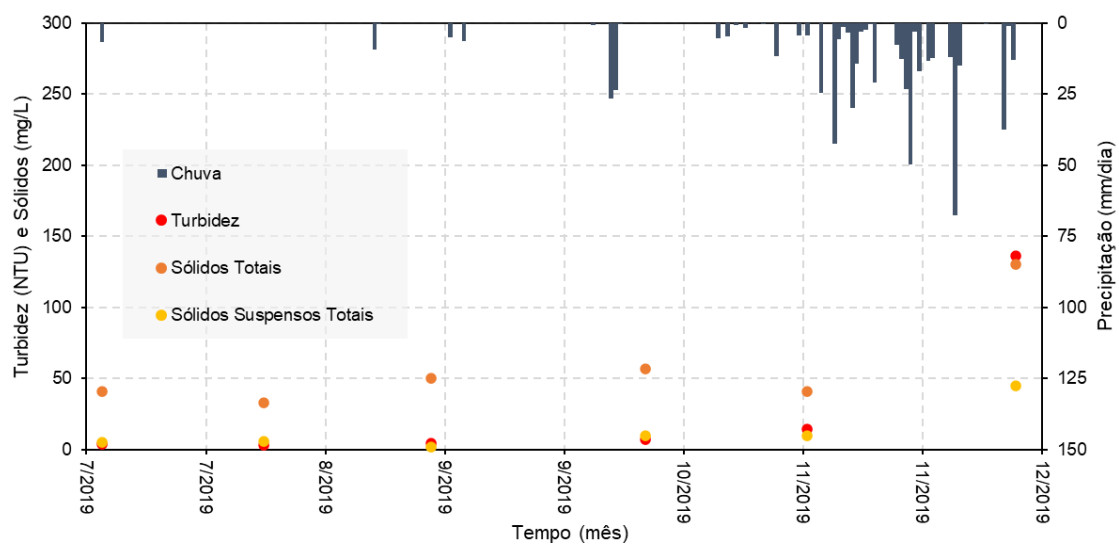
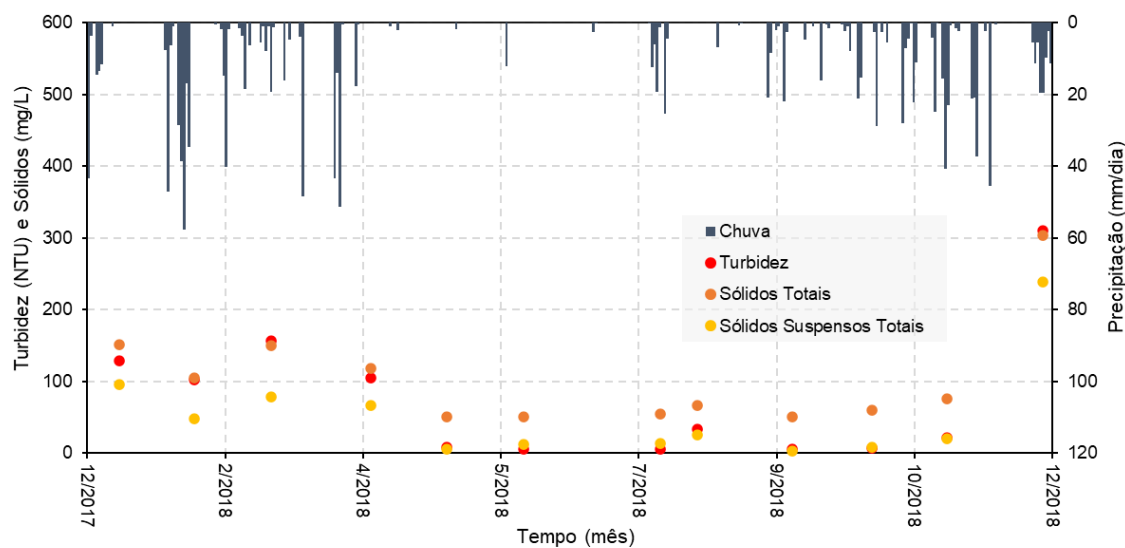
O aumento dos sólidos suspensos a partir de eventos de precipitação é justificado pelo carreamento de maiores quantidades de partículas orgânicas a partir do escoamento superficial. Este evento tende a ser mais evidente em áreas com grande interferência antrópica, entretanto, também pode ocorrer em áreas mais preservadas (Fritzsos et al. (2003).

Os parâmetros sólidos suspensos e sólidos dissolvidos sofrem grande influência com as atividades humanas, através do comportamento do escoamento superficial, processos erosivos e contaminação por efluentes domésticos e industriais (Calijuri et al. ,2012).

A Equação Universal de Perdas de Solos (USLE) corrobora com os resultados obtidos, uma vez que comprova a relação da perda de solo com o fator de erosividade da chuva "R", que expressa a capacidade das chuvas de um dado local causar erosão em uma área HENNING et. al (2018).

Os dados de qualidade disponíveis e que foram utilizados referem-se ao primeiro semestre de 2016, ao ano de 2018, ao segundo semestre de 2019 e ao primeiro semestre de 2020.





Destaca-se que, apesar da falta de dados de qualidade dentro da bacia hidrográfica analisada, calculou-se o seu Tempo de Concentração, a fim de justificar a defasagem entre o pico da chuva e o aumento da turbidez, sólidos totais e suspensos. O Tempo de Concentração foi calculado segundo a metodologia de *Corps. Of Engineers* (Silveira, 2010). Para essa metodologia ver Equação (4).

$$Tc = 0,191 * (L^{0,76}) * (S^{-0,19}) \quad (4)$$

Onde:

- Tc é o Tempo de Concentração (minutos);
- L é o comprimento axial da bacia (metros) = 313.611,0; e
- S é a declividade média (m/m) = 0,0096.

Portanto, o Tempo de Concentração calculado de 258 minutos indica que há defasagem entre os picos de chuva e o aumento dos parâmetros de qualidade, considerando também que a estação pluviométrica analisada se encontra no meio da bacia e a estação fluviométrica de qualidade está localizada no exutório dessa.

Comentários finais

A determinação correta dos parâmetros de qualidade da água, como turbidez e sólidos, e a caracterização morfométrica, compreendem importantes ferramentas no monitoramento e gestão de bacias hidrográficas. Elas são ferramentas que permitem um conhecimento mais aprofundado sobre a bacia hidrográfica, pois através desses parâmetros é possível prever a produção de sedimentos de uma bacia através da intensidade de chuva e da evolução do uso e ocupação do solo ao longo tempo por exemplo. Além disso, através da caracterização morfométrica de uma bacia é possível analisar o potencial de cheias dela. Assim, por meio de estudos de qualidade da água e caracterização morfométrica de uma bacia é possível entender a razão de certos fenômenos de enchentes e aumento da turbidez acontecerem por exemplo, e, até mesmo, se antecipar a eles e minimizar, assim, os seus impactos negativos.

Assim, o presente estudo constatou que há uma correlação entre o aumento da turbidez e sólidos totais com eventos de precipitação durante o período estudado. Portanto, de acordo com os resultados obtidos para esse estudo, para chuvas com maiores intensidades há maior propensão na produção de sólidos e aumento da turbidez, corroborado pela comparação dos dados de chuva, sólidos totais e turbidez. Essa relação também é evidenciada a partir da Equação Universal de Perdas de Solos (USLE).

É importante ressaltar que a bacia estudada é alongada, não possuindo, dessa forma, alto potencial de enchentes. Para outras bacias, com a mesma área de drenagem, porém circulares, haveria maior propensão a enchentes.

Por fim, não se observou nenhuma correlação entre o aumento do valor de sólidos totais e turbidez e os parâmetros de caracterização morfométrica em uma bacia hidrográfica, sendo necessário, para isso, um estudo mais aprofundado.

Agradecimentos

Agradeço ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – PROFÁGUA, Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº. 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

Referências Bibliográficas

Andrade, B. H. et al. 2009. Caracterização morfométrica de uma bacia hidrográfica utilizando Sistema de Informações Geográficas. XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos.

Brasil, 1997. Lei n. 9.433, de 8 de janeiro. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989.

Calijuri, M. L.; Couto, E. A.; Camargo, R. A. 2012. Evaluation of the Influence of Natural and Anthropogenic Processes on Water Quality in Karstic Region. *Water, Air & Soil Pollution*, v. 223, n. 5, p. 2157-2168.

Caracterização de Bacias Hidrográficas. 2019. Universidade de São Paulo - Escola de Engenharia de Lorena. Disponível em [https://edisciplinas.usp.br/pluginfile.php/4641496/mod_resource/content/1/aula%204_LOB1233.pdf#:~:text=a\)%20%C3%ADndice%20de%20compacidade%20\(Kc,de%20haver%20picos%20de%20enchente](https://edisciplinas.usp.br/pluginfile.php/4641496/mod_resource/content/1/aula%204_LOB1233.pdf#:~:text=a)%20%C3%ADndice%20de%20compacidade%20(Kc,de%20haver%20picos%20de%20enchente). Acesso em 21 de mai 2023.

Cardoso, C. A.; Dias, H. C. T.; Soares, C. P. B.; Martins, S. V. 2006. Caracterização morfométrica da Bacia Hidrográfica do Rio Debossan, Nova Friburgo, RJ. *Revista Árvore*, v.30, n.2, p.241-248.

Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Piranga. 2023. Disponível em <https://www.cbhipiranga.org.br/a-bacia>. Acesso em 10 de mai 2023.

Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Doce. 2023. Disponível em <https://www.cbhdoce.org.br/institucional/a-bacia>. Acesso em 10 de mai 2023

Fay, E. F.; Silva, C. M. M. S. 2006. Índice de uso sustentável da água (ISA – Água) na região do submédio São Francisco. 1. ed. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente. p. 157.

Fritzsons, E.; Hindi, E. C.; Mantovani, L. E. 2003. As alterações da qualidade da água do rio Capivari com o deflúvio: um instrumento de diagnóstico de qualidade ambiental. Engenharia Sanitária e Ambiental. v. 8, n. 4, p. 239-248, out/dez.

Grafton, R. Q.; Ward, M.; To, H.; Kompas, T., 2011. Determinants of Residential Water Consumption: Evidence and Analysis from a 10-country Household Survey. Water Resources Research, 47, 8, 1-14.

Silva Júnior, V. de P. E. 2012. Calibração de turbidímetro para estimativa da concentração de sedimento em suspensão como parâmetro de qualidade. In: Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, João Pessoa. Anais Paraíba, XI Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste.

Silveira, G. M. da. 2010. Análise de Sensibilidade de Hidrogramas de Projeto aos Parâmetros de sua Definição Indireta. Dissertação de Mestrado – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo.

Tonello, K. C.; Dias, H. C. T.; Souza, A. L.; Alvares, C. A.; Ribeiro, S.; Leite, F. P. 2006. Morfometria da Bacia Hidrográfica da Cachoeira das Pombas, Guanhães - MG. Revista Árvore, v.30, n.5, p.849-857.

Tucci, C.E.M., 1993. Hidrologia. Ciência e Aplicação. Ed. da Universidade - UFRGS / Ed. da Universidade de São Paulo – EDUSP / Associação Brasileira de Recursos Hídricos – ABRH.

Tucci, C. E. M., 2009. Hidrologia ciência e aplicação. Editora da UFRGS, Porto Alegre.

Villela, S. M. & Mattos A. 1975. Hidrologia aplicada, 1ª ed. McGraw-Hill, São Paulo.

Von Sperling, M. 1996. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto. 2 ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG. 243p.

Yassuda, E. R. 1993. Gestão de recursos hídricos: fundamentos e aspectos institucionais. v.27, n.2, p.5-18.

OS IMPACTOS DOS MICROPLÁSTICOS EM SERES VIVOS AQUÁTICOS DE ÁGUA DOCE: REVISÃO SISTEMÁTICA DE TOXICOLOGIA AMBIENTAL

1Greicy Kelly Pfeiff Dumke, 2Kelly Vanessa Braatz, 3Danilo Prado Pires, 4Rolando José Manuel González Ramírez, 5Jossiele Wesz Leitemperger, 6Bárbara Estevão Clasen, 7Andressa de Oliveira Silveira
8Elvis Carissimi

1Universidade Federal de Santa Maria, e-mail:greicy.dumke@acad.ufsm.br; 2Universidade Federal de Santa Maria, e-mail: K.braatz@unochapeco.edu.br; 3Universidade Federal de Santa Maria, e-mail:daniilo.pires@acad.ufsm.br, 4Universidade Federal de Santa Maria, e-mail:rolando.ramirez@acad.ufsm.br, 5Universidade Federal de Santa Maria, e-mail:doti_wesz@outlook.com, 6Universidade Estadual do Rio Grande do Sul, e-mail:barbara-clasen@uergs.edu.br; 7Universidade Federal de Santa Maria, e-mail:andressa.silveira@ufsm.br; 8Universidade Federal de Santa Maria, e-mail: elvis.carissimi@ufsm.br;

Palavras-chave: Ecotoxicologia; microplásticos; organismos aquáticos.

Resumo

Os plásticos são polímeros sintéticos produzidos a partir de combustíveis fósseis ou por matéria-prima de base biológica, os quais podem permanecer no ambiente por muitos séculos. Assim, a crescente demanda por plásticos devido a comodidade, conveniência e segurança que o material proporciona, em conjunto com o descarte inadequado e a reciclagem insuficiente, têm intensificado a poluição plástica nos diferentes compartimentos ambientais e os impactos causados na biota tem se tornado um assunto preocupante para o futuro do planeta. Os microplásticos (MPs), partículas de até 5 mm, podem ser classificados em dois tipos: os primários, os quais já são produzidos em tamanhos menores pela indústria, como creme dental, emulsão de unhas, pó de maquiagem, creme de barbear e gel de banho e os secundários, oriundos da degradação de plásticos maiores, tais como sacolas, garrafas, canudinhos, copos e embalagens descartáveis. Além disso, novas pesquisas revelaram que os MPs podem atuar como adsorvente de diferentes contaminantes e transportá-los para ecossistemas diversos por longas distâncias, liberando esses poluentes. Sabendo da importância dos estudos de ecotoxicidade, que avalia os efeitos adversos de substâncias químicas ou agentes físicos no meio ambiente e nos organismos que vivem nele, o trabalho tem como objetivo apresentar uma revisão sistemática sobre os impactos toxicológicos de microplásticos em organismos de água doce. Para isso foi realizada uma ampla revisão sobre o tema usando os bancos de dados *Science Direct* e *Google Acadêmico*, selecionando artigos publicados nos últimos 2 anos (2020-2022). A busca gerou 107 artigos, dos quais 13 foram lidos na íntegra. Dentre as principais origens de microplásticos no meio ambiente aquático estão a densidade populacional e a proximidade dos centros urbanos. Há controvérsias nos resultados dos estudos quanto aos efeitos ecotoxicológicos dos MPs nos organismos aquáticos de água doce, algumas pesquisas concluíram que as características físicas são mais prejudiciais do que as químicas, em outros trabalhos ressaltaram que a interação dos MPs com os metais dissolvidos na água foi altamente tóxica para os organismos. As alterações biológicas no peixe-zebra apresentadas na literatura apontaram para baixa taxa de mortalidade e malformações, mas alguns autores observaram que os embriões apresentaram alterações negativas como, diminuição da frequência cardíaca e do comprimento corporal, eclosão precoce, presença de edema pericárdico e hipóxia. Há falta de consistência nos resultados encontrados, pois são pesquisas recentes e necessitam de mais estudos para estabelecer os efeitos ecotoxicológicos dos microplásticos em organismos aquáticos principalmente com concentrações ambientalmente relevantes, para que possa ser avaliado o real impacto desse poluente nos seres vivos e no meio ambiente.

Introdução

Desde a década de 1940 houve um exponencial aumento da produção e utilização de plástico devido ao seu emprego em infinitas gamas de produtos (PEREAO; OPEOLU; FATOKI, 2020). Cerca de 80% do total de plástico produzido e encontrado no ambiente marinho são compostos por seis substâncias plásticas de maior frequência e distribuição, sendo estes: poliestireno (PS), policloreto de vinila (PVC), poliuretano (PUR), polietileno (PE), polipropileno (PP) e tereftalato de polietileno (PET) (ALMROTH; EGGERT, 2019; PEREAO; OPEOLU; FATOKI, 2020).

De acordo com o relatório “*Global Plastic Outlook – Economic Drivers, Environmental Impacts and Policy Options*”, lançado pela Organização para a Cooperação e o Desenvolvimento Econômico (OCDE) o mundo está produzindo cerca de duas vezes mais resíduos plásticos do que comparado a duas décadas passadas, foram cerca de 460 milhões de toneladas de plástico produzidos no ano de 2019. O relatório aponta ainda que desse volume total, cerca de dois terços são gerados em plásticos com vida útil inferior a cinco anos, deste volume, 40% são embalagens, 12% são bens de consumo e 11% roupas e têxteis (OCDE, 2022).

Os plásticos são polímeros sintéticos produzidos a partir de combustíveis fósseis ou por matérias-primas de base biológica, que são amplamente utilizados nas indústrias, desde embalagens de alimentos a produtos de higiene pessoal

(RODRIGUES; DUARTE; SANTOS-ECHEANDÍA, 2022). Os plásticos são poluentes persistentes, os quais podem permanecer no ambiente por muitos séculos (KHOSROVYAN; GABRIELIAN; KAHRU, 2020).

Os microplásticos (MPs) são partículas com diâmetro menor que cinco milímetros (5 mm) os quais são oriundos de tecidos sintéticos, cosméticos, produtos de higiene, desgaste de pneus, entre outros (TANG et al., 2021). Devido ao seu pequeno diâmetro, os microplásticos são comumente confundidos com alimentos e consumidos por várias espécies da biota aquática aumentando o risco de toxicidade por meio da bioacumulação e biomagnificação, o que tem tornado um assunto preocupante para os pesquisadores (PEREAO; OPEOLU; FATOKI, 2020; PRATA, et al.; 2022).

Aliado à crescente demanda por plásticos, o descarte inadequado e a reciclagem insuficiente, a poluição plástica nos compartimentos ambientais e os impactos causados na biota têm se tornado assuntos preocupantes para o futuro do planeta (HUANG et al., 2021). Além disso, as pesquisas sobre os efeitos de MPs em animais de água doce são limitadas, sendo mais abrangente em ambientes marinhos (MALAFAIA et al., 2020). Atualmente, as pesquisas de ecotoxicidade desempenham um papel crucial na proteção do meio ambiente, na saúde humana, na conservação da biodiversidade e no desenvolvimento sustentável, trazendo informações vitais sobre o uso de substâncias químicas e ajudam a minimizar os impactos negativos no ecossistema global (SU et al., 2023). Sendo assim, o objetivo do estudo foi apresentar uma revisão sistemática sobre os impactos toxicológicos de microplásticos em peixes de água doce.

Material e Métodos

Foi realizada uma ampla revisão sistemática (CHUEKE; AMATUCCI, 2022) sobre o tema de microplásticos em ambientes de água doce usando os bancos de dados *Science Direct* e *Google Acadêmico*, os critérios para seleção dos estudos utilizados foram: o período de publicações entre 2020 a junho de 2022, artigos em língua inglesa e apenas os artigos com Qualis Capes superiores ou iguais a A2 para área de Engenharia I.

Foram excluídos os artigos que envolviam o ambiente marinho, compartimento do solo, os artigos que utilizaram somente animais como girinos, mexilhões, crustáceos, minhocas ou outros insetos e estudos como monografias, dissertações, teses, anais de congressos, capítulos de livros ou relatórios. As palavras-chave utilizadas nas plataformas de busca foram: *Environmental toxicology or ecotoxicology and "microplastics" and freshwater and aquatics organisms impacts*, a combinação gerou 107 artigos dos quais 84 foram selecionados pelo período de 2020 a 2022 e após a leitura do resumo/abstract foram escolhidos 14, destes, 13 foram elegidos para compor o presente artigo, conforme Tabela 1 e Figura 1.

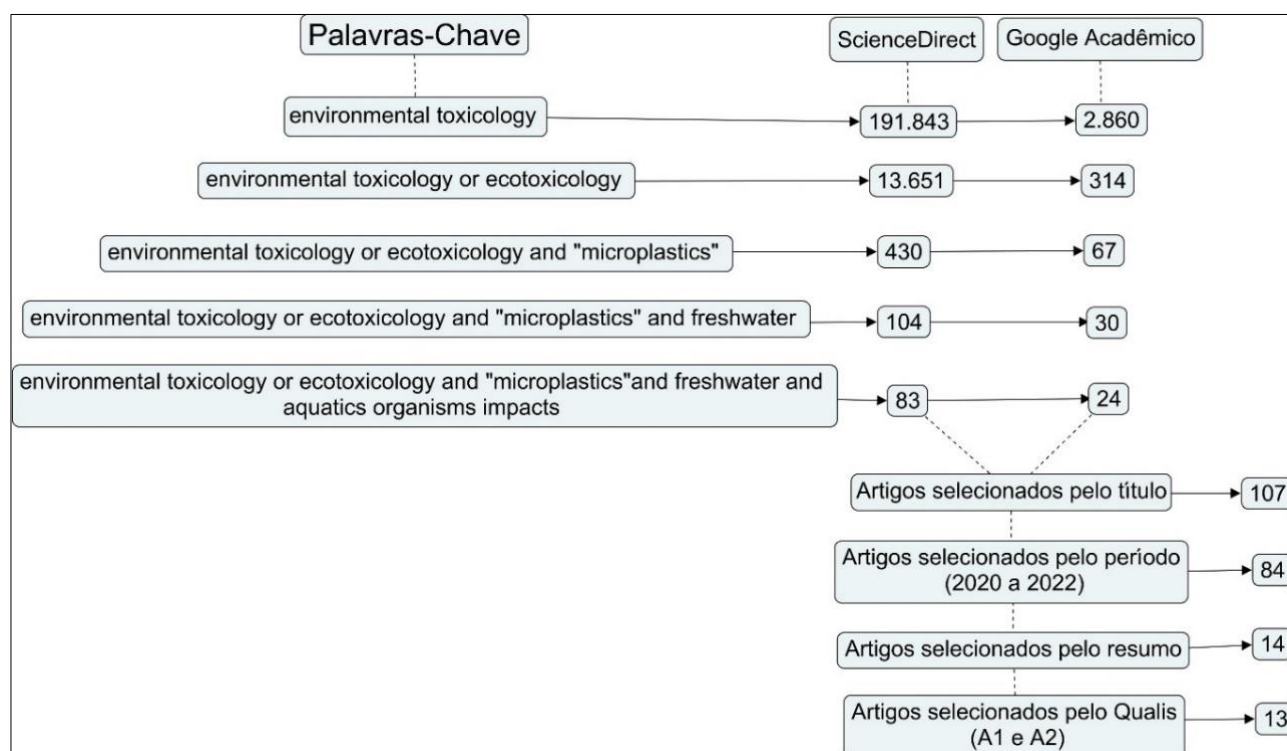


Figura 1: Fluxograma metodológico.

Resultados e Discussão

Conforme as pesquisas realizadas nas bases de busca e as combinações de palavras-chave, as publicações estão aumentando exponencialmente no decorrer dos anos (3 artigos em 2020, 6 em 2021 e 5 até junho de 2022). Isso demonstra que a problemática sobre microplásticos é atual e relevante, uma vez que há uma lacuna no conhecimento sobre os efeitos que os microplásticos podem causar nos organismos vivos e para o meio ambiente.

Rodrigues; Duarte e Santos-Echeandía (2022) destacaram o aumento da conscientização sobre a presença de MPs em ambientes aquáticos e a preocupação com seus impactos para o meio ambiente. Nesse contexto a temática abordada nos artigos vem ganhando espaço para publicações em revistas bem conceituadas na área de Engenharia I, englobando desde revisões bibliográficas sobre efeitos ecotoxicológicos dos MPs nos organismos aquáticos (AGATHOKLEOUS et al., 2021; ELIZALDE-VELÁZQUEZ; GÓMEZ-OLIVÁN, 2021; PEREAO; OPEOLU; FATOKI, 2020; TANG et al., 2021; VO; PHAM, 2021; HUANG et al., 2021) a análises mais específicas com a espécie *Danio rerio* (BONFANTI et al., 2021; KHOSROVYAN; GABRIELYAN; KAHRU, 2020; MALAFAIA et al., 2020; PRATA et al., 2022).

A Tabela 1 foi organizada de modo a enfatizar o ano de publicação, a revista, o qualis e o país que as pesquisas foram desenvolvidas, assim, pode-se observar que os estudos estão sendo realizados por diversos pesquisadores em diferentes países, com destaque para a China (TANG, et al., 2021; HUANG, et al., 2021; AGATHOKLEOUS, et al., 2021; LIU, et al., 2022).

O maior reservatório de micro e nanoplásticos (NPs) no meio ambiente pode estar no meio aquático, onde facilmente podem ser transportados pelo fluxo de água para diversos lugares, isto depende de propriedades físicas dos MPs, tais como, tamanho e formato, características do leito, como profundidade e vazão e a adsorção dos organismos aquáticos. Dessa forma, os rios podem ser mais afetados pelos MPs/NPs do que os oceanos (HUANG et al., 2021).

Autores e ano	Revista	Qualis	País de origem dos autores
Khosrovyan, A.; Gabrielyan, B.; Kahru, A., 2020	Chemosphere	A1	Estônia
Malafaia, G. et al., 2020	Science of the Total Environment	A1	Brasil (GO)
Pereao, O.; Opeolu, B.; Fatoki, O., 2020	Environmental Science and Pollution Research	A1	África
Tang, Y. et al., 2021	Science of the Total Environment	A1	China
Huang, D. et al., 2021	Journal of Hazardous Materials	A1	China
Elizalde-Velázquez, G. A.; Gómez-Oliván, L. M., 2021	Science of the Total Environment	A1	México
Agathokleous, E. et al., 2021	Journal of Hazardous Materials	A1	China, Itália, Espanha e EUA
Bonfanti, P. et al., 2021	Ecotoxicology and Environmental Safety	A1	Itália
Vo, H. C.; Pham, M. H., 2021	Environmental Science and Pollution Research	A1	Vietnam
Marchant, D. J. et al., 2022	Aquatic Toxicology	A2	Reino Unido
Prata, J. C. et al., 2022	Science of the Total Environment	A1	Portugal
Rodrigues, J. P.; Duarte, A. C.; Santos-Echeandía, J., 2022	Journal of Hazardous Materials Advances	A1	Portugal e Espanha
Klun, B. et al., 2022	Environmental Pollution	A1	Eslovênia

Tabela 1: Artigos selecionados e lidos na íntegra.

Os microplásticos podem ser classificados em primários, os quais já são produzidos em partículas menores pela indústria para cuidados pessoais, como creme dental, emulsão de unhas, pó de maquiagem, creme de barbear e gel de banho e são lançados diretamente no meio ambiente (VO; PHAM, 2021; HUANG, et al. 2021; PRATA et al., 2022). E secundários os quais são provenientes da degradação foto oxidativa, mecânica e/ ou biológica em partículas menores de macroplásticos, tais como sacolas, garrafas, canudinhos, copos e embalagens descartáveis, dispostos no meio ambiente, os quais tem mecanismos de ação indireta e contribui com a maior parcela de MPs no meio (VO; PHAM, 2021, HUANG, et al. 2021; PRATA et al., 2022).

Assim, dentre os principais fatores que influenciam na quantidade de MPs no meio ambiente estão a densidade populacional e a proximidade dos centros urbanos, pois em episódios de fortes chuvas, os MPs são direcionados aos sistemas de drenagem de águas pluviais urbanas e podem contaminar os sistemas naturais de água (PEREAO; OPEOLU; FATOKI, 2020; ELIZALDE-VELÁZQUEZ; GÓMEZ-OLIVÁN, 2021).

Além disso, outra fonte de MPs são as águas residuais, onde pode ocorrer a interação dos MPs com outros poluentes presentes tais como, produtos químicos industriais, pesticidas, hormônios, fármacos, íons metálicos, entre outros (PEREAO; OPEOLU; FATOKI, 2020). Marchant et al. (2022) também destacaram o efeito combinado e poluidor dos MPs com outros contaminantes químicos presentes no escoamento urbano, nos lixiviados de aterros sanitários e de águas residuárias.

Outros materiais podem aumentar a quantidade de MPs no ambiente, como os desgastes dos pneus que liberam MPs por meio da abrasão mecânica, além disso também há liberação de MPs durante a lavagem de roupas e carpetes (PEREAO; OPEOLU; FATOKI, 2020). Huang et al. (2021) complementaram com a influência do turismo na presença de MPs em ambiente aquático. Ademais, Tang et al. (2021) apontaram que é possível encontrar MPs provenientes de garrafas PET, sacolas plásticas, embalagens de isca de peixe e outros tipos de resíduos utilizados pelos pescadores nos corpos d'água.

Diante do exposto, é fundamental conhecer a origem dos MPs, a forma de disposição, distribuição na biosfera e a fonte (primária ou secundária) além de compreender a dinâmica dos MPs nos três compartimentos ambientais (terrestre, aquático e atmosférico) e as interferências das variáveis climáticas, como precipitação, umidade, velocidade e direção do vento para garantir a segurança ecológica dos organismos, potencializar o processo de prevenção e mitigação do meio ambiente (PEREAO; OPEOLU; FATOKI, 2020; TANG et al., 2021; HUANG et al., 2021).

Nesse contexto, estudos com MPs são importantes para compreender as características físico-químicas, como a capacidade de interação com outros contaminantes ambientais, hidrofobicidade e área de superfície específica com o potencial perigo para o meio ambiente (Elizalde-Velázquez e Gómez-Oliván, 2021). Assim, Klun et al. (2022) estudaram a ecotoxicidade do primeiro plástico sintético chamado baquelite, gerado no início do século XX e que ainda é utilizado na construção de automóveis, e concluíram que a ingestão em pequenas doses não interferiu na mobilidade do crustáceo *D. magna*, por sua vez, ficaram aderidas nas algas *P. subcapitata*. No entanto, a lixiviação de produtos químicos do MP de baquelite no meio ambiente é mais prejudicial do que as próprias partículas de MP, uma vez que liberam substâncias tóxicas como fenol.

Há controvérsias nos resultados dos estudos quanto aos efeitos biológicos dos MPs nos organismos aquáticos de água doce, uma vez que são pesquisas recentes (Tabela 2). De acordo com a revisão de literatura de Agathokleous et al. (2021), baixas doses de MPs em organismos podem ser benéficas, uma vez que os MPs aderem outros poluentes tornando-os pouco disponíveis para o organismo, mas foram analisados apenas dados no nível de indivíduo e não em níveis mais altos, como população e comunidade, dessa forma não é possível extrapolar os resultados.

Rodrigues; Duarte e Santos-Echeandía (2022) pesquisaram que os MPs podem interagir com os metais dissolvidos na água sendo altamente tóxicos para os organismos, por conta da transferência de substâncias potencialmente tóxicas adsorvidos ou como aditivos para os sistemas aquático e quanto menores forem as partículas de MPs, maior o risco da acumulação de elementos perigosos.

Nos resultados encontrados por Khosrovyan; Gabrielyan e Kahru (2020) identificaram que o número de MP em peixe-zebra foi maior quando expostos a concentração mais baixa ($30 \text{ mg PA MP.L}^{-1}$) do que mais alta ($330 \text{ mg PA MP.L}^{-1}$), além disso não houve significativo acúmulo de MP no intestino do peixe-zebra no tempo analisado (96 h), assim não foi possível concluir danos na espécie e nem a proporcionalidade de acúmulo de MP e concentrações disponíveis mais altas.

Assim como, não foi possível observar a letalidade e tampouco alterações fenotípicas em embriões de peixe-zebra na pesquisa de Bonfanti et al. (2021), exposto a microplástico derivado de resíduos plásticos não reutilizáveis em seu estudo, o que se pode associar ao efeito de proteção do córion. Assim, o maior impacto detectado foi o atraso na eclosão, o que pode alterar o comportamento de fuga e os próximos estágios de desenvolvimento da espécie.

No estudo de Prata et al. (2022) a toxicidade de microplásticos de polipropileno e poliestireno virgens e intemperizados artificialmente foram investigados utilizando embriões de peixe-zebra, os quais constataram que houve uma diminuição no comprimento corporal e nas frequências cardíacas, mas que o atraso no desenvolvimento físico não foi significativo, assim como não houve diferença significativa na toxicidade de MPs virgens e intemperizados.

Os resultados da pesquisa de Marchant et al. (2022) sugerem que não foi estatisticamente comprovado que o tamanho dos MPs apresentasse efeitos positivos, negativos ou neutros na toxicidade química, o que indica que os MPs são tóxicos por conta de sua composição química e não por suas características físicas. Corroborando com esses resultados Klun et al. (2022), apontam que a toxicidade dos MPs está relacionada aos aditivos ou monômeros que não reagiram e não pelas características físicas, como ação mecânica.

Referência	Espécie	Tempo de exposição	Efeito biológico	Tipo e concentração de MPs
Khosrovyan, A.; Gabrielyan, B.; Kahru, A. (2020)	Peixe- zebra adulto <i>Danio rerio</i>	48 h de exposição e 48 h de depuração	Ingestão de PA MP não provocou danos no trato gastrointestinal	Poliamida virgem, exposto de 30 a 330 mg.l ⁻¹
Malafaia, G. et al. (2020)	Embrião de Peixe- zebra	144 horas de exposição	Eclosão precoce do embrião, presença de edema pericárdico e hipóxia	Polietileno, exposto a 0,94 g.ml ⁻¹
Bonfanti, P. et al. (2021)	Embrião de Peixe- zebra	monitorados em 24 h, 48 h, 72 h e 96 h	Baixa taxa de mortalidade	Polietileno e Polipropileno residuais exposto a 0,1–100 mg.l ⁻¹
Prata, J. C. et al. (2022)	Embrião de Peixe- zebra	monitorados em 24 h, 48 h, 72 h e 96 h	Baixa taxa mortalidade e malformações, mas teve diminuição da frequência cardíaca e comprimento corporal	Polipropileno e Poliestireno virgens e intemperizados expostos a concentrações ambientais (2.000–200.000 MP.L ⁻¹) e altas concentrações (12,5–100 mg.L ⁻¹)

Tabela 2 : Efeitos biológicos, tempo de exposição, tipo e concentração de MPs nos organismos aquáticos.

No entanto, na pesquisa de Bonfanti et al. (2021) concluíram que a composição química dos MPs não foi significativa quanto às características físicas, como textura, tamanho e forma das partículas. Neste contexto, Prata et al. (2022), concluíram que quanto menor a partícula, como os nanoplásticos, maior a probabilidade de ser absorvido e causar malefícios aos organismos aquáticos e as partículas maiores podem afetar os organismos de médio porte e na parte externa do corpo.

Corroborando com esses dados, Rodrigues; Duarte e Santos-Echeandía (2022) verificaram em sua pesquisa bibliográfica que o tamanho dos microplásticos está relacionado aos seus efeitos e combinações com outros poluentes, assim, quanto menor for a partícula, maior será a área superficial específica e mais cavidades existirão, aumentando a porosidade do polímero e o processo de sorção com metais. Dessa forma, além dos efeitos físico-químicos dos MPs, quando estes estão no meio ambiente em contato com metais podem formar ligações ou liberar substâncias perigosas associadas a esses contaminante.

Porém, essa relação nem sempre ocorre, visto que a toxicidade não está apenas relacionada ao tamanho das partículas, mas também a condições ambientais, climáticas e características como, a possibilidade de entrar nos tecidos ou serem ingeridos pelos organismos, a dose e a sorção de poluentes químicos (AGATHOKLEOUS et al., 2021; RODRIGUES; DUARTE; SANTOS-ECHEANDÍA, 2022). De acordo com Vo e Pham (2021), os microplásticos podem facilmente se combinar com poluentes orgânicos persistentes e policíclicos aromáticos hidrocarbonetos e antibióticos. Seus efeitos tóxicos podem ser encontrados nos sistemas imunológico, reprodutivo, nervoso e endócrino dos animais aquáticos.

Conforme a revisão bibliográfica de Pereo, Opeolu e Fatoki (2020) sobre microplásticos nos ecossistemas da África do Sul, os efeitos dos MPs nos organismos podem incluir; morte, dificuldade reprodutiva, diminuição de hormônios, insuficiência de nutrientes e atraso no desenvolvimento desde a ovulação até o crescimento, no entanto esses efeitos são influenciados pelo tempo de exposição, tipo de organismo exposto, concentração, tipo e forma de MP.

O que torna o cenário de poluição ainda mais preocupante é a exposição dos animais aquáticos aos MPs e a possível ingestão de grandes quantidades de MPs, uma vez que são confundidos por alimentos, intensificando a bioacumulação e biomagnificação que ocorre nos níveis mais altos da cadeia alimentar e podem afetar os seres humanos (TANG et al., 2021; HUANG et al., 2021; PRATA, et al.; 2022).

Considerações Finais

Com base na literatura citada, a exposição aos microplásticos apresentou baixa taxa de mortalidade e malformações no peixe-zebra, mas alguns autores apontaram que os embriões tiveram uma diminuição da frequência cardíaca e do comprimento corporal, eclosão precoce, presença de edema pericárdico e hipóxia. A incompatibilidade entre os resultados pode estar associada as diferentes técnicas laboratoriais empregadas, bem como a grande variabilidade das fontes, dos tamanhos de partículas, das concentrações dos MPs, assim como das diferentes interações físico-químicas com o ambiente e na escolha da espécie utilizada na pesquisa.

Um dos grandes desafios para o enfrentamento da problemática é a ausência de legislação específica sobre microplásticos e protocolos de pesquisas padronizados, no entanto o tema abordado ainda é muito recente, isso explica o porquê não há consistência nos resultados e conclusões sobre os efeitos ecotoxicológicos dos microplásticos em seres vivos aquáticos. Assim, essa temática apresenta oportunidade para desenvolvimento de mais pesquisas, utilizando concentrações de MPs ambientalmente relevante para que seja possível avaliar o real impacto que estes apresentam para os seres vivos e para o meio ambiente.

Agradecimentos

Os cinco primeiros autores gostariam de agradecer à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelas bolsas e a Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

- Agathokleous, E. et al.; 2021. Micro/nanoplastics effects on organisms: A review focusing on 'dose.' *Journal of Hazardous Materials*, v. 417, p. 126084.
- Almroth, B. C.; Eggert, H.; 2020. Marine plastic pollution: sources, impacts, and policy issues. *Review of environmental economics and policy*, v. 13, n. 2, p. 317- 326.
- Bonfanti, P. et al.; 2021. Microplastics from miscellaneous plastic wastes: Physico-chemical characterization and impact on fish and amphibian development. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 225, p. 112775.
- Chueke, G. V.; Amatucci, M.; 2022. Métodos de sistematização de literatura em estudos científicos: bibliometria, meta-análise e revisão sistemática. *Internext*, v. 17, n. 2, p. 284-292.
- Elizalde-Velázquez, G. A.; Gómez-Oliván, L. M.; 2021. Microplastics in aquatic environments: A review on occurrence, distribution, toxic effects, and implications for human health. *Science of the Total Environment*, v. 780, p. 146551.
- Huang, D. et al.; 2021. Microplastics and nanoplastics in the environment: Macroscopic transport and effects on creatures. *Journal of hazardous materials*, v. 407, p. 124399.
- Khosrovyan, A.; Gabrielyan, B.; Kahru, A.; 2020. Ingestion and effects of virgin polyamide microplastics on *Chironomus riparius* adult larvae and adult zebrafish *Danio rerio*. *Chemosphere*, v. 259, p. 127456.
- Klun, B. et al.; 2022. The first plastic produced, but the latest studied in microplastics research: The assessment of leaching, ecotoxicity and bioadhesion of Bakelite microplastics. *Environmental Pollution*, v. 307, p. 119454.
- Malafaia, G. et al.; 2020. Developmental toxicity in zebrafish exposed to polyethylene microplastics under static and semi-static aquatic systems. *Science of the Total Environment*, v. 700, p. 134867.
- Marchant, D. J. et al.; 2022. Do microplastics mediate the effects of chemicals on aquatic organisms? *Aquatic Toxicology*, v. 242, p. 106037.
- OECD - Global Plastics Outlook: Economic Drivers, Environmental Impacts and Policy Options; 2022. OECD Publishing, Paris, 201 p.
- Pereao, O.; Opeolu, B.; Fatoki, O.; 2020. Microplastics in aquatic environment: characterization, ecotoxicological effect, implications for ecosystems and developments in South Africa. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 27, n. 18, p. 22271-22291.
- Prata, J. C. et al.; 2022. Effects of virgin and weathered polystyrene and polypropylene microplastics on *Raphidocelis subcapitata* and embryos of *Danio rerio* under environmental concentrations. *Science of the Total Environment*, v. 816, p. 151642.

Rodrigues, J. P.; Duarte, A. C.; Santos-Echeandía, J.; 2022. Interaction of microplastics with metal (oid) s in aquatic environments: What is done so far? *Journal of Hazardous Materials Advances*, v. 6, p. 100072.

SU, Yuchen et al.; 2023. Pickering emulsion-enhanced *Vibrio fischeri* assay for ecotoxicity assessment of highly hydrophobic polycyclic aromatic hydrocarbons. *Chemosphere*, v. 313, p. 137470.

Tang, Y. et al.; 2021. A review: Research progress on microplastic pollutants in aquatic environments. *Science of The Total Environment*, v. 766, p. 142572.

Vo, H. C.; Pham, M. H. 2022. Ecotoxicological effects of microplastics on aquatic organisms: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 28, n. 33, p. 44716-44725.

ANÁLISE TEMPORAL DO ÍNDICE DE CONFORMIDADE AO ENQUADRAMENTO (ICE) DO RIO MANHUAÇU, AFLUENTE DO RIO DOCE

1 BATISTA, Adriano Ferreira, 2 BOLOTARI JÚNIOR, Nelson, 3 MORAIS, Anderson de Assis, 4 LIMA, Fernando Neves; 5 MONTE-MOR, Roberto Cezar de Almeida; LEAL, Karinne Reis Deusdará

1Universidade Federal de Itajubá – Campus Itabira/MG, e-mail: adriano.batista@agedoce.org.br; 2Universidade Federal de Itajubá – Campus Itabira/MG, e-mail: nelson.b.junior@arcelormittal.com.br; 3Universidade Federal de Itajubá – Campus Itabira/MG, e-mail: andersondeassis@unifei.edu.br; 4Universidade Federal de Itajubá – Campus Itabira/MG, e-mail: lima.fernando@unifei.edu.br; 5Universidade Federal de Itajubá – Campus Itabira/MG, e-mail: rmontemor@unifei.edu.br; 6 Universidade Federal de Itajubá – Campus Itabira/MG, e-mail: karinne.deusdara@unifei.edu.br

Palavras-chave: Índice de Conformidade ao Enquadramento (ICE), rio Manhuaçu, Análise temporal.

Resumo

A bacia do Rio Manhuaçu situa-se entre os estados de Minas Gerais e Espírito Santo e compõe a Bacia Hidrográfica do Rio Doce. A bacia possui uma importância significativa em termos de recursos hídricos e ecossistemas, desempenhando um papel fundamental no abastecimento de água para comunidades locais, na agricultura, na geração de energia hidrelétrica e no suporte à biodiversidade. O objetivo deste estudo foi realizar uma análise temporal do Índice de Conformidade de Enquadramento (ICE) do rio Manhuaçu, afluente do Rio Doce, de forma a identificar os trechos que possuem maior variação da conformidade com o enquadramento para subsidiar na tomada de decisões e recomendações para ações corretivas. O ICE visa fornecer uma ferramenta para avaliar os dados de qualidade da água em conformidade ao enquadramento estabelecido pela legislação. O enquadramento dos corpos de água em classes é um importante instrumento da Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) objetivando classificar a água em diferentes níveis de qualidade que devem ser mantidos ou alcançados. Além de categorizar as águas, esse instrumento também visa monitorar as condições futuras, garantindo que as propriedades dos recursos hídricos permaneçam adequadas para sua utilização. Foram utilizados dados de quatro estações de monitoramento de qualidade da água do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) que estão ao longo do rio Manhuaçu, histórico de 2009 a 2022 e nove parâmetros analisados: Arsênio Total, Demanda Bioquímica de Oxigênio, *E. coli*/ Coliformes Termotolerantes, Ferro Dissolvido, Fósforo total, Manganês Total, Oxigênio dissolvido, Sólidos em Suspensão Total e Turbidez. Foram analisadas 126 campanhas, com um total de 495 testes para cada estação analisada. Os resultados do ICE indicaram que o principal parâmetro de violação é *E. coli*/Coliformes Termotolerantes e que das quatro estações analisadas duas tiveram resultados inaceitáveis, uma regular e apenas uma aceitável. Das estações que obtiveram ICE classificado como inaceitáveis percebeu-se uma maior proximidade dos centros urbanos com ausência de tratamento de efluente doméstico.

Introdução

A Lei Federal nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, estabelece como um de seus objetivos assegurar à atual e às futuras gerações a disponibilidade de água necessária, em qualidade adequada aos respectivos usos. A Lei das águas – como é conhecida no território nacional, além de definir fundamentos, diretrizes e objetivos que norteiam a gestão das águas de domínio brasileiro, vincula a gestão dos recursos hídricos a cinco instrumentos, sendo eles: Planos de Recursos Hídricos; enquadramento dos corpos de águas em classes, segundo os usos preponderantes da água; outorga dos direitos de uso dos recursos hídricos e sistema de informações sobre recursos hídricos (BRASIL,1997).

O enquadramento dos corpos de água em classes é o segundo instrumento da Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), que visa a classificação da água em níveis de qualidade que devem ser mantidos ou alcançados. Mais do que categorizar as águas, esse instrumento também busca acompanhar as condições futuras, garantindo que as propriedades dos recursos hídricos continuem enquadrados a sua utilização (BRASIL,1997).

No Brasil, a falta de saneamento básico está diretamente relacionada com a poluição dos corpos hídricos, pois é um dos principais potenciais poluidores. Essa poluição pode se originar, sobretudo, pelo lançamento direto de esgoto *in natura* ou disposição inadequada de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU). O Plano Nacional de Recursos Hídricos também aborda o assunto em convergência com o tema Revitalização e Despoluição de Bacia Hidrográficas (ANA, 2013).

O Plano Integrado de Recursos Hídricos da bacia do rio Doce (PIRH Doce, 2010), traz como prioridade, dentro das ações propostas, a despoluição das águas da bacia. Em relação ao esgotamento sanitário, por exemplo, o PIRH Doce mostra que cerca de 68% do esgoto doméstico gerado pelos habitantes dos municípios são dispostos de forma inadequada, sem nenhum tipo de tratamento, o que compromete a utilização dos recursos hídricos em determinados trechos. Restringindo este cenário à Circunscrição Hidrográfica do rio Manhuaçu (DO6), apenas 6,2% dos municípios possuem coleta com tratamento de esgoto e 77,9% possuem apenas coleta, em relação à população total (ENGEORPS, 2022).

Como ferramenta de monitoramento da qualidade da água, em relação ao enquadramento adotado, o Índice de Conformidade ao Enquadramento (ICE) é utilizado para indicar a condição de conformidade da qualidade de um determinado

corpo hídrico ao seu enquadramento estabelecido previamente, seja por regulamentação legal ou por ausência dela (ENGEORPS, 2022).

A DO6, no atual contexto, não possui enquadramento dos corpos de água efetivado, sendo, portanto, enquadrado em conformidade com Deliberação Normativa Conjunta COPAM-CERH/MG nº 6, de 14 de setembro de 2017, define em seu artigo 13, que enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos, as águas doces serão consideradas classe 2, exceto se as condições de qualidade atuais forem melhores, o que determinará a aplicação da classe mais rigorosa correspondente (MINAS GERAIS, 2017).

Material e Métodos

Para o desenvolvimento do presente artigo, foram utilizados dados de monitoramento de quatro estações, todas posicionadas no rio Manhuaçu, sob operação do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM).

Foi adotado uma série histórica de 14 anos (2009 a 2022), das quatro estações de monitoramentos (RD064, RD065, RD095 e RD098) e os dados foram tabulados com o software Excel®, versão 2022.

Para a determinação do ICE foi utilizada a metodologia desenvolvida por especialistas canadenses em recursos hídricos do Conselho Canadense de Meio Ambiente (CCME, 2001).

Em relação à seleção dos parâmetros, a metodologia ICE não define quais devem ser utilizados no cálculo, somente estabelece um mínimo de quatro variáveis e no mínimo de quatro dados de monitoramento no período de análise. Utilizou-se os mesmos parâmetros do trabalho desenvolvido por Silva (2017), por se tratar dos principais parâmetros violados em Minas Gerais no período de 2013 a 2015. Ressalta-se os parâmetros analisados: Arsênio Total, DBO5, *E. coli*/ Coliformes Termotolerantes, Ferro Dissolvido, Fósforo total, Manganês Total, Oxigênio Dissolvido (OD), Sólidos em Suspensão Total e Turbidez.

Além disso, de forma paralela, foi utilizado o Siga WEB Doce, para identificação e localização das estações de monitoramento e identificação visual do uso e ocupação da terra para observar as possíveis interferências com a qualidade da água e correlacioná-las às variações do ICE.

Para a confecção dos mapas, foi utilizado o Software QGis®, versão 3.22.1.

Descrição da área de estudo

A bacia hidrográfica do Rio Manhuaçu está situada junto à divisa dos estados de Minas Gerais e Espírito Santo, com uma área de 8.826,37 km², conforme Figura 1 (PIRH DOCE,2010).

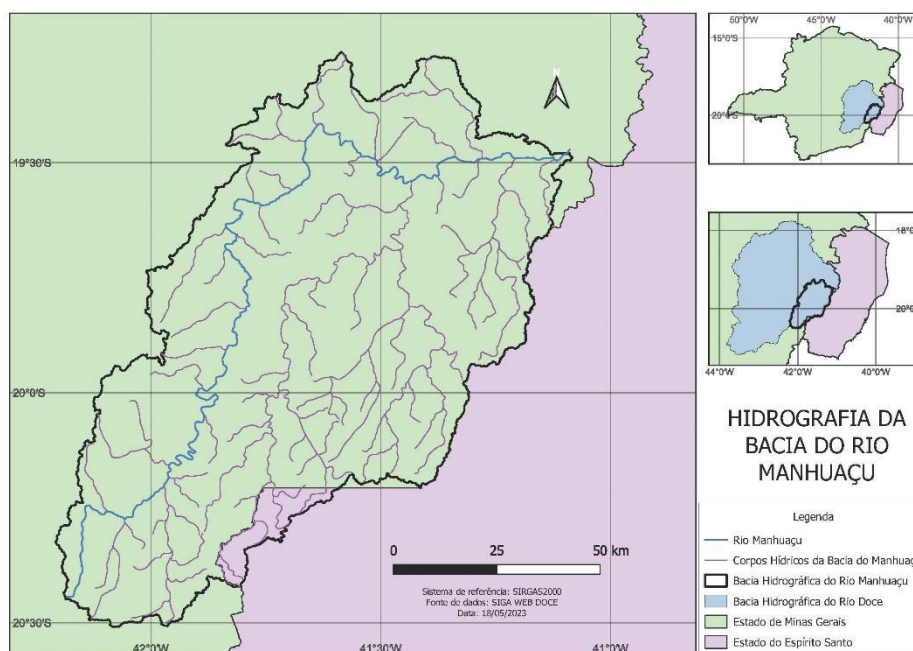


Figura 1: Delimitação da Bacia do Rio Manhuaçu. Fonte: Autores

A bacia possui três classificações climáticas, classificadas como Cwb, representando um clima temperado úmido com invernos secos e verões amenos na maior elevação, principalmente na parte sul da bacia. A região central e noroeste é dominada por Cwa, com verões quentes e invernos secos na bacia central e noroeste; e Aw, caracterizado por clima tropical e estação seca no inverno na parte nordeste da bacia, próximo à foz (BARBOSA et al, 2021).

Destaca-se que a bacia do Rio Manhuaçu abrange 29 municípios com uma população estimada de 630.477 habitantes (IBGE, 2020) e é composta por sub-bacias Manhuaçu, Mutum, São Luís, Pocrane, Itueto, José Pedro e Capim, além de córregos e rios menores. O Rio Manhuaçu nasce na Serra da Seritinga, na divisa dos municípios de Divino e São João do

Manhuaçu, e percorre cerca de 347 km até desembocar no Rio Doce acima do município de Aimorés, onde é um dos principais afluentes, na margem direita (PARH MANHUAÇU, 2010).

Índice de Conformidade ao Enquadramento – ICE

O ICE foi desenvolvido por especialistas canadenses em recursos hídricos do Conselho Canadense de Meio Ambiente (CCME, 2001), que visam fornecer uma ferramenta para avaliar os dados de qualidade da água em conformidade ao enquadramento estabelecido pela legislação.

O ICE é uma ferramenta que simplifica a transferência de dados de qualidade da água para especialistas e leigos, e que foi desenvolvido com base na experiência e métodos de outros índices de qualidade usados no Canadá. Não se destina a substituir a análise detalhada dos dados e condições da qualidade da água usando métodos de avaliação tradicionais e não deve ser usado como a única ferramenta para a gestão dos recursos hídricos.

A definição do ICE se baseia na comparação dos valores dos dados de monitoramento da qualidade da água com os padrões de qualidade da água instituídos pela legislação. É a combinação de três fatores que representam o não atendimento aos critérios de qualidade propostos, ou seja, representam a desconformidade ao enquadramento. Assim, o ICE é composto por três fatores:

- (i): a abrangência do impacto causado pela desconformidade;
- (ii): a frequência com que as desconformidades ocorrem;
- (iii): a amplitude da desconformidade, isto é, o desvio em relação ao valor objetivo da variável de qualidade da água.

Os resultados dos cálculos do ICE são variáveis entre zero e cem e os índices obtidos levam à classificação do trecho em faixas variando entre não conforme e conforme. Assim, propõe-se o uso desse fator como base para o cálculo do indicador, da seguinte forma:

- 1) Fator 1 (Abrangência): Representa o número de variáveis de qualidade da água que violaram os limites previstos na legislação pelo menos uma vez no período de observação, conforme equação 1.

$$F1 = \frac{\text{Número de variáveis que violaram}}{\text{Número total de variáveis analisadas}} * 100 \quad (1)$$

- 2) Fator 2 (Frequência): Representa a porcentagem de vezes que variáveis de qualidade da água estiveram em desconformidade em relação ao número de coletas realizadas no período de observação, conforme equação 2.

$$F2 = \frac{\text{Número de testes que violaram}}{\text{Número total de testes}} * 100 \quad (2)$$

- 3) Fator 3 (Amplitude): Representa a quantidade pela qual o valor testado violou, isto é, a diferença entre o valor observado e o valor estipulado pela legislação. O F3 é calculado em três etapas:

- a) Variação (Δv): número de vezes em que a concentração individual excedeu (“maior que”) ou não atingiu (“menor que”) o limite previsto na legislação:

- (i): Se a condição de violação é não exceder o limite, tem-se:

$$\Delta v = \frac{\text{valor do teste que falhou}}{\text{valor do padrão}} - 1 \quad (3)$$

- (ii): Se a condição de violação é não ser abaixo do limite, tem-se:

$$\Delta v = \frac{\text{valor do padrão}}{\text{valor do teste que falhou}} - 1 \quad (4)$$

- b) Soma Normalizada das Variações (snv): reunião dos valores que estão em desconformidades, ou seja, soma de todas as variações individuais que não atenderam aos limites estabelecidos pela legislação, dividido pelo número total de coletas, conforme equação 5.

$$snv = \frac{\sum_{i=1}^n \Delta v_i}{\text{Número total de coletas}} \quad (5)$$

- c) O Fator 3 é calculado, conforme apresenta equação 6:

$$F3 = \frac{snv}{(0,01 * snv) + 001} \quad (6)$$

- 4) O ICE é calculado de acordo com a equação 7:

$$ICE = 100 - \left(\frac{\sqrt{(F1^2 + F2^2 + F3^2)}}{1,732} \right) \quad (7)$$

O fator de 1,732 surge porque cada um dos três fatores do índice pode chegar até 100, conforme mostrado pela equação 8:

$$\sqrt{(F1^2 + F2^2 + F3^2)} = \sqrt{(100^2 + 100^2 + 100^2)} \quad (8)$$

Os resultados do índice foram divididos em cinco categorias pelo CCME, mas podem ser modificadas por critérios técnicos de acordo com os objetivos do interessado. As categorias de qualidade da água sugeridas são apresentadas conforme Tabela 1:

Classificação	Intervalo
Inaceitável	0 < ICE < 45
Regular	46 < ICE < 65
Aceitável	66 < ICE < 80
Bom	81 < ICE < 94
Excelente	95 < ICE < 100

Tabela 1: Categorias de qualidade da água sugeridas. Fonte: Autores

A Figura 2 apresenta o posicionamento das quatro estações utilizadas para a determinação do ICE do rio Manhuaçu. A Tabela 2 apresenta as séries históricas e localização das estações de monitoramento.

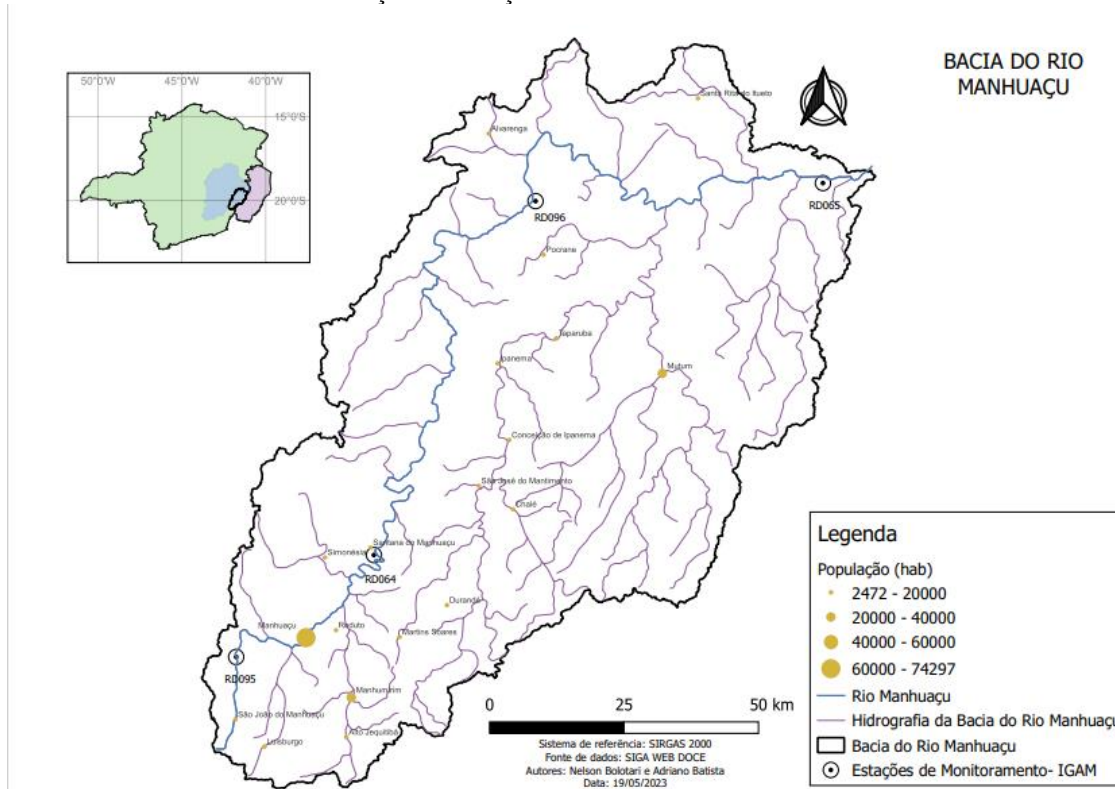


Figura 2: Delimitação da Bacia do Rio Manhuaçu. Fonte: Autores

Estações de monitoramento	Período Avaliado (ano)	Coordenadas Geográficas	
		Latitude (°)	Longitude (°)
RD064	2009 a 2022	-20,12	-41,92
RD065	2009 a 2022	-19,50	-41,17
RD095	2009 a 2022	-20,29	-42,15
RD098	2009 a 2022	-19,53	-41,65

Tabela 2: série histórica e localização das estações de monitoramento. Fonte: Autores

Resultados e Discussões

Estação de Monitoramento RD064

Os resultados obtidos pelo cálculo do ICE, por meio da série histórica registrada pela estação de monitoramento RD064, estão descritos na Tabela 3.

Cálculo do ICE – Estação de monitoramento RD064										
Ano	Variáveis	Total de	Testes	Variação	Var.	F1	F2	SNV	F3	ICE
200	9	36	6	23782,08	4	44,44	16,67	660,61	99,85	36,17
201	9	36	4	5800,13	3	33,33	11,11	161,11	99,38	39,14
201	9	36	9	181005,45	5	55,56	25,00	5.027,93	99,98	32,40
201	9	36	7	20200,18	3	33,33	19,44	561,12	99,82	38,21
201	9	36	5	2700,37	3	33,33	13,89	75,01	98,68	39,33
201	9	36	1	20416,00	1	11,11	2,78	567,11	99,82	41,99
201	9	36	1	23196,00	1	11,11	2,78	644,33	99,85	41,97
201	9	36	9	25836,11	5	55,56	25,00	717,67	99,86	32,46
201	9	27	2	314,04	2	22,22	7,41	11,63	92,08	45,14
201	9	36	6	2866,30	2	22,22	16,67	79,62	98,76	40,77
201	9	36	5	235,97	4	44,44	13,89	6,55	86,76	43,15
202	9	36	9	569,85	5	55,56	25,00	15,83	94,06	35,30
202	9	36	10	24739,92	5	55,56	27,78	687,22	99,85	32,10
202	9	36	9	1499,11	3	33,33	25,00	41,64	97,65	38,70

Tabela 3: Resultados do cálculo do ICE da Estação de Monitoramento RD064. Fonte: Autores

Conforme Tabela 3, ao todo, foram analisadas 126 campanhas, totalizando 495 testes. Percebe-se, que das estações analisadas, esta foi a que obteve os piores resultados do ICE. No ano de 2017, o ICE foi de 45,14 – melhor resultado da série, classificado como regular. Nos demais anos analisados da série histórica, o ICE obteve classificação inaceitável, com o ICE médio de 37,82. Dos testes realizados, 83 foram violados, com uma representatividade de 16,76% do total de testes. Das variáveis analisadas, 46 obtiveram resultados violados. A principal variável violada foi o parâmetro de Coliformes Termotolerantes/ *E. coli*.

Estação de Monitoramento RD065

Os resultados obtidos pelo cálculo do ICE, por meio da série histórica registradas pela estação de monitoramento RD065 estão descritos na Tabela 4.

Conforme a Tabela 4, ao todo, foram analisadas, também, 126 campanhas, totalizando 495 testes. Chama-se atenção para o ano de 2015, que obteve classificação excelente, com ICE de 100. Os anos de 2017, 2018, 2019 e 2021, obtiveram classificação boa, com média de ICE calculada de 89,72. Os anos 2011 e 2014 obtiveram classificação de regular, com ICE médio de 47,32; o ano de 2016, obteve classificação aceitável, com ICE de 79,07 e os demais anos da série obtiveram classificação inaceitável, com ICE médio calculado de 35,71. Dos testes realizados, 53 foram violados, com uma representatividade de 10,70% dos testes realizados. Das variáveis analisadas, 40 obtiveram resultados violados. A principal variável violada, novamente, foi o parâmetro de Coliformes Termotolerantes/ *E. coli*.

Cálculo do ICE - Estação de monitoramento RD065										
An	Variáveis	Total	Testes	Variaçã	Variável	F1	F2	SNV	F3	ICE
200	9	36	8	5714,45	6	66,67	22,2	158,73	99,3	29,73
201	9	36	4	2400,02	4	44,44	11,1	66,67	98,5	37,27
201	9	36	3	400,30	2	22,22	8,33	11,12	91,7	45,28
201	9	36	6	1400,24	4	44,44	16,6	38,90	97,4	37,39
201	9	36	7	7605,16	5	55,56	19,4	211,25	99,5	33,24
201	9	36	2	300,22	2	22,22	5,56	8,34	89,2	46,78
201	9	36	0	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	100,0
201	9	36	4	3,53	3	33,33	11,1	0,10	8,93	79,07
201	9	27	1	0,03	2	22,22	3,70	0,00	0,11	86,99
201	9	36	2	0,50	1	11,11	5,56	0,01	1,37	92,78
201	9	36	2	0,15	1	11,11	5,56	0,00	0,40	92,82
202	9	36	5	601,30	4	44,44	13,8	16,70	94,3	39,25
202	9	36	3	0,09	2	22,22	8,33	0,00	0,25	86,30
202	9	36	6	1449,33	4	44,44	16,6	40,26	97,5	37,35

Tabela 4: Resultados do cálculo do ICE da Estação de Monitoramento RD065. Fonte: Autores

Estação de Monitoramento RD095

Os resultados obtidos pelo cálculo do ICE, por meio da série histórica registradas pela estação de monitoramento RD095 estão descritos na Tabela 5.

Conforme a Tabela 5, ao todo, foram analisadas, também, 126 campanhas, totalizando 459 testes. O destaque fica para o ano de 2009, com ICE calculado de 86,30, sendo o ICE classificado, portanto, como bom. Os demais anos da série histórica obtiveram o ICE classificado como inaceitável, com média de 38,85. Dos testes realizados, 94 foram violados, com uma representatividade de 18,98% dos testes realizados. Das variáveis analisadas, 44 obtiveram resultados violados. A principal variável violada, novamente, foi o parâmetro de Coliformes Termotolerantes/ *E. coli*.

Cálculo do ICE - Estação de monitoramento RD095										
An	Variáveis	Total	Testes	Variaçã	Variávei	F1	F2	SNV	F3	ICE
200	9	36	3	0,0418	2	22,22	8,33	0,00	0,12	86,30
201	9	36	8	9300,42	3	33,33	22,2	258,35	99,6	38,01
201	9	36	7	156000,	3	33,33	19,4	4333,34	99,9	38,13
201	9	36	9	16000,1	4	44,44	25,0	444,45	99,7	35,31
201	9	36	5	3600,64	2	22,22	13,8	100,02	99,0	40,87
201	9	36	5	1180,43	3	33,33	13,8	32,79	97,0	40,22
201	9	36	5	873,936	3	33,33	13,8	24,28	96,0	40,76
201	9	36	8	13104,2	4	44,44	22,2	364,01	99,7	35,67
201	9	27	6	163,991	4	44,44	22,2	6,07	85,8	42,72
201	9	36	7	3088,67	3	33,33	19,4	85,80	98,8	38,73
201	9	36	8	8958,46	3	33,33	22,2	248,85	99,6	38,02
202	9	36	8	507,526	4	44,44	22,2	14,10	93,3	38,93
202	9	36	7	1780,89	3	33,33	19,4	49,47	98,0	39,18
202	9	36	8	2458,47	3	33,33	22,2	68,29	98,5	38,58

Tabela 5: Resultados do cálculo do ICE da Estação de Monitoramento RD095. Fonte: Autores

Estação de Monitoramento RD098

Os resultados obtidos pelo cálculo do ICE, por meio da série histórica registradas pela estação de monitoramento RD098 estão descritos na Tabela 6.

Conforme a Tabela 6, ao todo, foram analisadas, também, 126 campanhas, totalizando 459 testes. Percebe-se, que das estações analisadas, esta foi a que obteve os melhores resultados do ICE. O destaque fica para o ano de 2016 e 2019, com ICE calculado de 100, sendo o ICE classificado, portanto, como excelente. Os anos de 2014, 2017, 2018 e 2022, obtiveram a classificação de bom, com ICE médio de 97,71. O ano de 2009 obteve ICE classificado de regular, com valor calculado de 54,05. Os demais anos da série histórica obtiveram o ICE classificado como inaceitável, com média de 41,55. Dos testes realizados, 29 foram violados, com uma representatividade de 6,31% dos testes realizados. Das variáveis analisadas, 21 obtiveram resultados violados. A principal variável violada, novamente, foi o parâmetro de Coliformes Termotolerantes/ *E. Coli*.

Cálculo do ICE - Estação de monitoramento RD098										
An	Variáveis	Total	Testes	Variaçã	Variávei	F1	F2	SNV	F3	ICE
200	9	27	1	100	1	11,11	3,70	3,70	78,7	54,04
201	9	36	1	700	1	11,11	2,78	19,44	95,1	44,69
201	9	36	3	1800,39	2	22,22	8,33	50,01	98,0	41,76
201	9	36	3	1700,02	2	22,22	8,33	47,22	97,9	41,82
201	9	27	1	700	1	11,11	3,70	25,93	96,2	44,00
201	9	36	2	0,03	1	11,11	5,56	0,00	0,08	92,83
201	9	36	2	8208,41	2	22,22	5,56	228,01	99,5	41,01
201	9	27	0	0	0	0,00	0,00	0,00	0,00	100,0
201	9	27	1	0,185	1	11,11	3,70	0,01	0,68	93,23
201	9	36	3	0,385	1	11,11	8,33	0,01	1,06	91,96
201	9	36	0	0	0	0,00	0,00	0,00	0,00	100,0
202	9	27	4	324,298	4	44,44	14,8	12,01	92,3	40,23
202	9	36	6	1477,00	4	44,44	16,6	41,03	97,6	37,33
202	9	36	2	0,31420	1	11,11	5,56	0,01	0,87	92,81

Tabela 6: Resultados do cálculo do ICE da Estação de Monitoramento RD098. Fonte: Autores

A Tabela 7 apresenta o resultado temporal do ICE, calculado por meio das séries históricas das estações de monitoramento. A apresenta Figura 3 o gráfico com as variações do ICE.

Cálculo do ICE consolidado - rio Manhuaçu				
Ano	RD064	RD065	RD095	RD098
2009	36,168	29,728	86,297	54,038
2010	39,139	37,268	38,009	44,691
2011	32,403	45,284	38,126	41,760
2012	38,209	37,393	35,305	41,824
2013	39,328	33,239	40,866	43,998
2014	41,987	46,776	40,218	92,827
2015	41,975	100,000	40,758	41,014
2016	32,461	79,069	35,670	100,000
2017	45,141	86,992	42,722	93,226
2018	40,767	92,784	38,733	91,958
2019	43,148	92,824	38,017	100,000
2020	35,298	39,252	38,929	40,230
2021	32,104	86,296	39,179	37,327
2022	38,700	37,350	38,575	92,810
ICE médio da Estação	38,34	60,30	42,24	65,41

Tabela 7: Resultados e médias dos cálculos do ICE das estações de monitoramento do rio Manhuaçu. Fonte: Autores

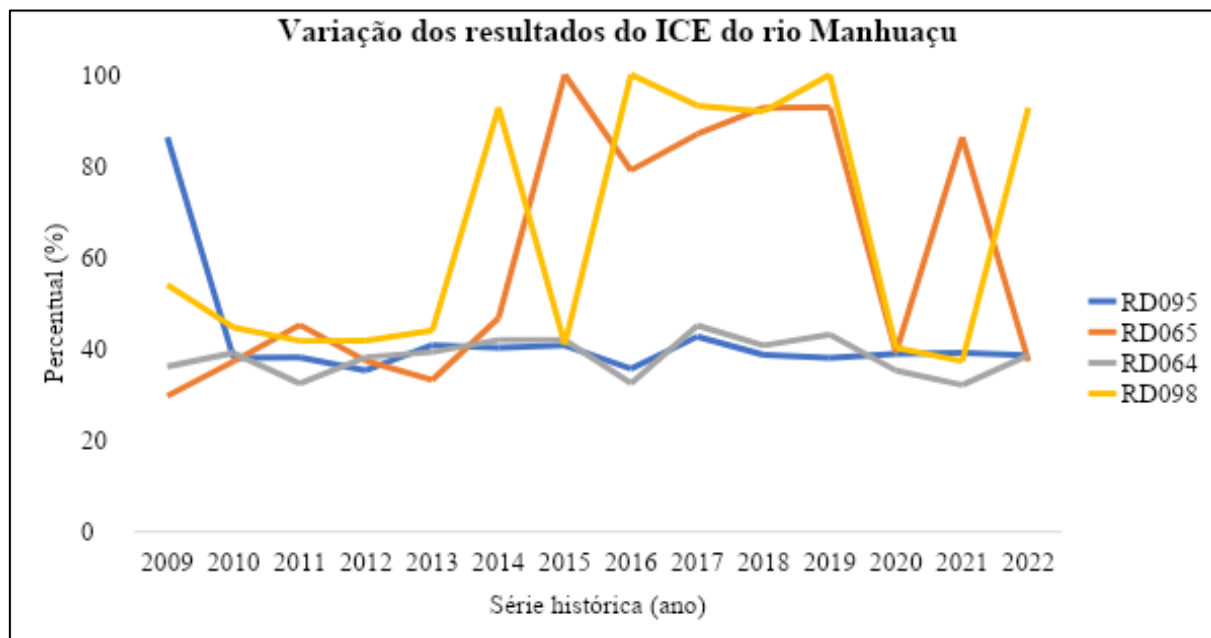


Figura 3: Variação dos resultados do ICE do rio Manhuaçu. Fonte: Autores

A estação de monitoramento RD064 obteve os piores resultados do ICE, com uma média calculada de ICE de 38,34, classificada como inaceitável. A estação de monitoramento encontra-se instalada próximo à 3 centros urbanos, sendo esses: Manhuaçu, Simonésia e Reduto a uma distância de 27,60 km, 18,80 km e 21,00 km, respectivamente. Dos três município, o único que possui tratamento de esgoto, de acordo com o SNIS 2021, é o município de Manhuaçu, com um percentual de 4,80% de esgoto tratado em relação ao coletado, o que justifica o parâmetro de violação serem os Coliformes Termotolerantes/ E.coli.

A estação de monitoramento RD065 obteve bons resultados, com uma média calculada de ICE de 60,30, classificada como regular. A estação está instalada a uma distância de 10,00 km da confluência do rio Manhuaçu com o rio Doce. Destaca-se que, com o apoio do sensoriamento remoto, foi identificado que a estação de monitoramento está a uma distância de 204,00

km do município de Manhuaçu – maior contribuidor com carga orgânica na DO6. Um indicativo da melhora nos resultados pode se dar em função da capacidade de autodepuração do rio Manhuaçu.

A estação de monitoramento RD095 também apresentou resultados negativos diante do cálculo do ICE, sendo média calculada desse igual 42,24, também classificado como inaceitável. A estação está instalada à 9,04 km à jusante do município de São João do Manhuaçu. Destacasse que no perímetro urbano, o rio Manhuaçu corta o município. De acordo com o SNIS 2021, o município não possui tratamento de esgoto.

A estação de monitoramento RD098 foi a estação que obteve melhores resultados. A média calculada do ICE é de 65,41, sendo classificado como aceitável. A estação encontra-se instalada à 110 km à jusante da estação de monitoramento RD064. No trecho, com apoio do sensoriamento remoto, não foi identificado perímetros urbanos contribuindo com lançamento de esgoto ao longo do trecho o que, novamente, pode ser um indicativo da interferência da capacidade de autodepuração do rio Manhuaçu na obtenção dos resultados.

Comentários finais

Neste estudo, foi realizada uma análise temporal (2009 a 2022) do Índice de Conformidade de Enquadramento (ICE) do rio Manhuaçu, afluente do Rio Doce. Percebeu-se uma variação nos resultados, sendo a maioria deste, classificados como ICE inaceitável. O parâmetro que mais foi violado foi o parâmetro de Coliformes Termotolerantes/E. coli., que indica a ineficiência no setor de saneamento. As estações que apresentaram os piores resultados encontram-se próximos a centros urbanos.

Agradecimentos

Ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – ProfÁgua, da Universidade Federal de Itajubá – UNIFEI, Campus Itabira, Minas Gerais, pelo apoio técnico e científico; à ANA e à CAPES por todo o apoio aportado ao programa ProfÁgua.

Referências Bibliográficas

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. **Cadernos de Capacitação em Recursos Hídricos: Planos de recursos hídricos e enquadramento dos corpos de água**. Brasília/DF: ANA, v. 5, 2013. 73 p. ISBN: 978-85-89629-96-6. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/institucional/sge/CEDOC/Catalogo/2013/planoDeRecursosHidricosEnquadramento.pdf>. Acesso em: 10 mai. 2023.

BARBOSA, R.; LORENZON, A.; TONELLO, K.; CORRÊA, J. B.; BRAMORSKI, J.; DIAS, H. **Bacia hidrográfica do rio Manhuaçu**. Revista Mineira de Recursos Hídricos, v. 1, n. 2, 9 mar. 2021.

BRASIL. Lei Federal nº 9.433, 08 de janeiro de 1997. **institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989**. Diário Oficial da União. Brasília, 9 jan. 1997. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19433.htm. Acesso em: 10 mai. 2023.

CCME - CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT. **Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. CCME Water Quality Index 1.0**. Ontário, Canadá: Conselho Canadense de Ministros do Ambiente. 2001. ISBN 1-89699734-1

CONSÓRCIO ECOPLAN – LUME. **Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Doce (2010). PIRH Doce: Relatório Final**. Governador Valadares/MG: CBH-Doce, v. II, 2010. 349 p. Disponível em: https://www.cbhdoce.org.br/wp-content/uploads/2016/12/PIRH_Doce_Volume_II2.pdf. Acesso em: 10 mai. 2023.

ECOPLAN – LUME. **Plano de Ação de Recursos Hídricos para a Unidade de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos Manhuaçu – PARH Manhuaçu**. CBH-Manhuaçu. Disponível em: https://www.cbhdoce.org.br/wp-content/uploads/2016/12/PARH_Manhuacu.pdf. Acesso em 10 mai. 2023.

ENGENCORPS. **Revisão e Atualização do Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Doce (PIRH Doce), incluindo seus respectivos Planos Diretores de Recursos Hídricos (PDRHs)/ Plano de Ações de Recursos Hídricos (PARHs), e Proposta de Enquadramento dos Corpos de Água da bacia em Classes segundo os Usos Preponderantes e Atualização do Enquadramento dos Cursos d'Água da Bacia do Rio Piracicaba (2022): Produto 03 – Consolidação do Estado da Arte sobre a situação e a gestão de recursos hídricos na bacia**, 2022. 689 p. Disponível em: https://www.cbhdoce.org.br/wp-content/uploads/2022/03/1454-ANA-03-RH-RT-0001-R1_compressed.pdf. Acesso em: 10 mai. 2023.

MINAS GERAIS. CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL, COPAM; CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS, CERH. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH N° 06/17, de 14 de setembro de 2017: Dispõe sobre procedimentos gerais para o enquadramento de corpos de água superficiais, e dá outras providências.** Belo Horizonte, MG, 14 set. 2017. Disponível em: < Dispõe sobre procedimentos gerais para o enquadramento de corpos de água superficiais, e dá outras providências>. Acesso em: 12 mai. 2023.

SILVA, Marcela Teixeira Lopes. **APLICAÇÃO DO ÍNDICE DE CONFORMIDADE AO ENQUADRAMENTO (ICE) DE CURSOS D'ÁGUA.** Orientador: Marcelo Libânio. 2017. 114 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO, MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS, Escola de Engenharia da UFMG, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2017. Disponível em: https://repositorio.ufmg.br/bitstream/1843/BUOS-ATQNWV/1/disserta__o_marcela_silva_060317.pdf. Acesso em: 10 mai. 2023.

AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO E DO REGIME DE CHUVAS SOBRE A QUALIDADE DA ÁGUA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SANTO ANTÔNIO, MG

1Ana Paula Lima Rocha, 2 Bianca Louise de Abreu, 3 Eliane Maria Vieira, 4 Anderson de Assis Morais, 5 Fernando Neves Lima

1Unifei, e-mail: d2023202720@unifei.edu.br; 2 Unifei, e-mail: d2023102749@unifei.edu.br; 3 Unifei, e-mail: elianevieira@unifei.edu.br; 4 Unifei, e-mail: andersondeassis@unifei.edu.br; 5 Unifei, e-mail: lima.fernando@unifei.edu.br

Palavras-chave: IQA, exutório, precipitação.

Resumo

O uso e ocupação do solo desempenham um papel fundamental nos estudos hidrológicos, pois influenciam diretamente o ciclo da água e os processos hidrológicos em uma determinada região. A forma como a terra é utilizada e ocupada afeta a quantidade e a qualidade da água disponível, o escoamento superficial, a infiltração no solo, a recarga dos aquíferos, a evapotranspiração e a erosão do solo. Este estudo tem por objetivo avaliar o uso e ocupação do solo na Bacia Hidrográfica do Rio Santo Antônio, parte integrante da bacia do Rio Doce e analisar sua influência na qualidade da água em 3 (três) pontos monitorados pelo Instituto Mineiro de Gestão de Águas - IGAM, sendo dois localizados no rio principal, Rio Santo Antônio (RD077 e RD039), cabeceira e exutório, e o terceiro no Rio Tanque (RD080). Além dessa relação, foi avaliada também a correlação do Índice de qualidade da água - IQA com a precipitação local e a densidade de drenagem da bacia. Os dados brutos de qualidade da água foram adquiridos através do programa de monitoramento intitulado “Águas de Minas”, no qual foram realizadas 4 (quatro) campanhas anuais e posteriormente foi calculado o IQA, com base nos parâmetros utilizados pelo IGAM. Os dados de precipitação foram adquiridos das estações pluviométricas da Agência Nacional de Água e Saneamento Básico - ANA e Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais - CEMADEN. Para a elaboração do mapa de uso e ocupação do solo, foi utilizada a carta do MAPBIOMAS (coleção 7.1) do ano de 2021, e posterior reclassificação no *software* QGIS, em sua versão 3.30. Para o cálculo da Densidade de Drenagem foi utilizado o limite da bacia hidrográfica (Otto nível 3), obtido do Catálogo de metadados da ANA e os cursos d'água, do site Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – IDE-SISEMA. Com a elaboração do mapa de uso e ocupação do solo, foi possível observar que na bacia hidrográfica há predominância da Formação Florestal, ocupando uma área de 5.098,25 Km² (47,36 %), seguido de Pastagem que corresponde 3.099,26 Km² (28,79%). Os dados do IQA e precipitação foram correlacionados em gráficos e analisados no intervalo de 2017 a 2021. Para o ponto RD077, localizado no entorno do curso d'água principal, há predomínio de áreas de pastagem e vegetação, com afloramentos rochosos bem pronunciados na cabeceira da bacia. Os valores do IQA encontrados para esse ponto estão classificados como “Bom” ou “Médio”, o menor valor encontrado foi em outubro de 2020 (59,5), mês esse que representa o início do período chuvoso com precipitação de 150 mm. Já no ponto RD080, no Rio Tanque, onde há predominância de pastagem, os valores encontrados também estão classificados como “Bom” e “Médio”. Para o intervalo de tempo analisado verificou-se que no mês de julho nos anos 2018, 2019 e 2020, mês com menor intensidade de chuva, os IQA's apresentaram mais altos em relação às demais campanhas. O ponto RD039, localizado no exutório do Rio Santo Antônio, próximo à Área Urbanizada com 7.104 habitantes, apenas 83,68% do esgoto é coletado, mas não é tratado. No seu entorno observa-se a predominância de Pastagem. Os IQA's estão classificados como “Bom” ou “Médio”. Para o intervalo de tempo analisado, verificou-se que o menor valor do IQA encontrado foi em janeiro de 2020, com resultado de 57,9, mês que apresentou o maior pico de precipitação - 289,8 mm. Com base nos resultados analisados foi possível verificar que quando a precipitação aumenta, o IQA diminui gradativamente, mostrando a diminuição da qualidade da água com o aumento das chuvas. Já em relação a Densidade de Drenagem, a bacia foi classificada como “Boa”, o que indica que a bacia é pouco suscetível a enchentes em condições normais de precipitação, contudo o carregamento de sedimentos pelo escoamento superficial, resultante da erosão do solo, pode ter efeitos negativos na qualidade da água dos corpos hídricos inferindo, assim, uma possível interferência do uso e ocupação do solo na qualidade da água.

Introdução

O meio ambiente tem passado por constantes alterações nas últimas décadas, em boa parte, devido às interações da atividade humana com o meio físico, sendo que os desequilíbrios ambientais originados, muitas vezes, são provenientes da visão setorializada dentro de um conjunto de elementos que compõem a paisagem. Diante disto, a bacia hidrográfica - como unidade integradora dos setores natural e social - é a unidade geográfica ideal para o planejamento integrado e deve ser administrada com essa função, a fim de que os impactos ambientais sejam minimizados (PESSÔA, *et al.*, 2016).

Segundo a Lei das Águas (Lei nº 9.433, 08/01/1997), a bacia hidrográfica é “a unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, no qual objetiva a disponibilidade e qualidade da água para as gerações atuais e futuras, a utilização racional do recurso, a prevenção e

a defesa contra eventos extremos. Além disso, estabelece como diretrizes gerais de ação a “gestão sistemática dos recursos hídricos, sem dissociação dos aspectos quantidade e qualidade” e a “articulação da gestão de recursos hídricos com a do uso do solo” (BRASIL, 1997).

Nas últimas décadas, cresce a preocupação a respeito da qualidade dos recursos hídricos. O monitoramento da qualidade da água é um dos principais instrumentos de sustentação de uma política de planejamento e gestão de recursos hídricos, visto que funciona como um sensor que possibilita o acompanhamento do processo de uso dos cursos hídricos, apresentando seus efeitos sobre as características qualitativas das águas e visando subsidiar as ações de controle ambiental (LEMOS *et al.*, 2010).

Dentre as ferramentas utilizadas para compilar as inúmeras informações relacionadas com os padrões de qualidade monitorados, está o Índice de Qualidade da Água – IQA. Este índice foi desenvolvido em 1970, nos Estados Unidos, pela *National Sanitation Foundation* e a partir de 1975 começou a ser utilizado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB (Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, [s.d]). Para composição do IQA, foram definidos um conjunto de nove parâmetros considerados mais representativos para a caracterização da qualidade das águas: oxigênio dissolvido, coliformes termotolerantes, pH, demanda bioquímica de oxigênio, nitrato, fosfato total, variação da temperatura da água, turbidez e sólidos totais. A finalidade do índice é transformar em um valor único os resultados dos nove parâmetros utilizados, para demonstração da qualidade de um determinado curso d’água.

Segundo Alves *et al.* (2012), a variação dos parâmetros de qualidade da água, assim como do IQA, está atrelada a fatores como a modificação do tipo de uso e ocupação do solo, sendo que a deterioração da qualidade pode acontecer tanto por questões naturais, como por modificações antrópicas, sendo que neste último caso ocorre em maior escala.

A urbanização e a industrialização são processos que costumam ter efeitos negativos sobre a dinâmica hídrica de uma dada área, com efeitos que vão além da poluição da água. As atividades antrópicas que expõem o solo e retiram a cobertura vegetal intensificam o processo natural de erosão, devido ao impacto causado pelo escoamento superficial, que desprende as partículas de solo e as transporta para ambientes de deposição. Diante disso, o empobrecimento do solo causa impactos negativos, entre eles, a diminuição da quantidade e qualidade de água acumulada, podendo acarretar na contaminação e assoreamento dos corpos hídricos (Araújo *et al.*, 2019).

Outro elemento capaz de alterar a qualidade das águas dos rios é o regime pluviométrico. De acordo com Silva *et al.* (2008), o regime de chuvas no Brasil se caracteriza por uma sazonalidade marcante, com épocas chuvosas e secas bem definidas. Neste sentido, o regime de chuvas tende a influenciar parâmetros diversos de qualidade da água, sendo que o desvio da qualidade tende a ser grande devido a modificação do uso e ocupação do solo, que acaba por ser complementada pela variação climática das diversas localidades do Brasil.

Com base nessa forte ligação, entre a sazonalidade das chuvas, modificações do tipo de uso e ocupação do solo e variação da qualidade da água de rios, a densidade de drenagem também é um índice importante a ser avaliado, pois reflete a influência da geologia, da topografia, da vegetação e dos solos de uma bacia hidrográfica e está relacionado com o tempo gasto para o escoamento superficial da bacia atingir os corpos hídricos (Horton, 1945). Quanto maior a densidade de drenagem, maior a capacidade da bacia de fazer escoamentos rápidos no exutório (TUCCI, 2004).

Nesse sentido, este estudo visou a avaliação do IQA em três pontos monitorados pelo Instituto Mineiro de Gestão de Águas - IGAM, sendo dois deles no Rio Santo Antônio, na cabeceira e no exutório, e um ponto no seu afluente, Rio Tanque, além de avaliar a sua correlação com a precipitação e o uso e ocupação na bacia. Esses três pontos estão localizados na bacia hidrográfica do Rio Santo Antônio, nas proximidades da sua nascente, cidade de Conceição do Mato Dentro – MG e sua foz na confluência com o Rio Doce, localizada nos arredores da cidade de Naque-MG (PIRH, 2022). Segundo o IGAM, há aproximadamente 187.976 habitantes na bacia (IGAM, [s.d]). Na economia, o setor de serviços responde por 44% do Produto Interno Bruto (PIB) da região, seguido do industrial, no qual se destacam a extração de minério de ferro e as indústrias de celulose, como a de Belo Oriente. Na agropecuária, as principais atividades são a pecuária e o cultivo de cana de açúcar, café e milho (CBH – Santo Antônio, [s.d]).

Material e Métodos

Caracterização da Área

A circunscrição hidrográfica do Rio Santo Antônio é parte integrante da bacia do Rio Doce, sendo o seu curso principal, o Rio Santo Antônio (Figura 1). Outros importantes contribuintes da bacia são os rios Tanque e Guanhães. Conforme a base hidrográfica Ottocodificada (BHO) utilizada pela Agência Nacional de Água e Saneamento Básico (ANA, 2023), o Rio Santo Antônio se apresenta como curso d’água contribuinte da margem esquerda do Rio Doce, apresentando sua confluência no município de Naque (PIRH, 2022).

A bacia do Rio Santo Antônio, codificada por DO3, envolve total ou parcialmente 29 municípios mineiros, sendo que 17 deles têm seus territórios totalmente inseridos nesta bacia, que corresponde à terceira maior sub-bacia em termos de área (CBH – Santo Antônio, 2023), que, segundo o limite da bacia (Otto nível 3) obtido por meio do Catálogo de metadados da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA, 2023), possui uma área de 10.765,36 km². A região de cabeceira do Rio Santo Antônio se localiza no município de Conceição do Mato Dentro e a sua foz no Rio Doce se dá a cerca de 120 km (CBH – Santo Antônio, [s.d]). Com relação à localização das sedes municipais, 23 municípios possuem suas sedes na DO3, com destaque para Belo Oriente, sede em que residem mais de 25 mil habitantes (PIRH, 2022).

Monitoramento da Qualidade da Água

Para análise da qualidade da água, os dados de monitoramento foram adquiridos através do programa de monitoramento intitulado “Águas de Minas” do Instituto Mineiro de Gestão das Águas - IGAM. O Programa terminou sua vigência em janeiro de 2021 e, durante este período, a rede de monitoramento do IGAM foi ampliada em 122 pontos, para atender adequadamente aos objetivos da gestão de recursos hídricos no estado e às metas do programa Qualiágua (IGAM, 2022). Segundo o resumo executivo, sobre a avaliação da qualidade das águas superficiais de Minas Gerais (IGAM, 2022), a bacia do Rio Doce possui 71 (setenta e uma) estações de monitoramento de qualidade da água, sendo 8 (oito) pontos na bacia do Rio Santo Antônio. Para análise deste documento, foram selecionados 3 (três) pontos de monitoramento da qualidade da água (Figura 1), considerando os principais cursos d'água da bacia Hidrográfica do Rio Santo Antônio e sua proximidade da cabeceira e do exutório.

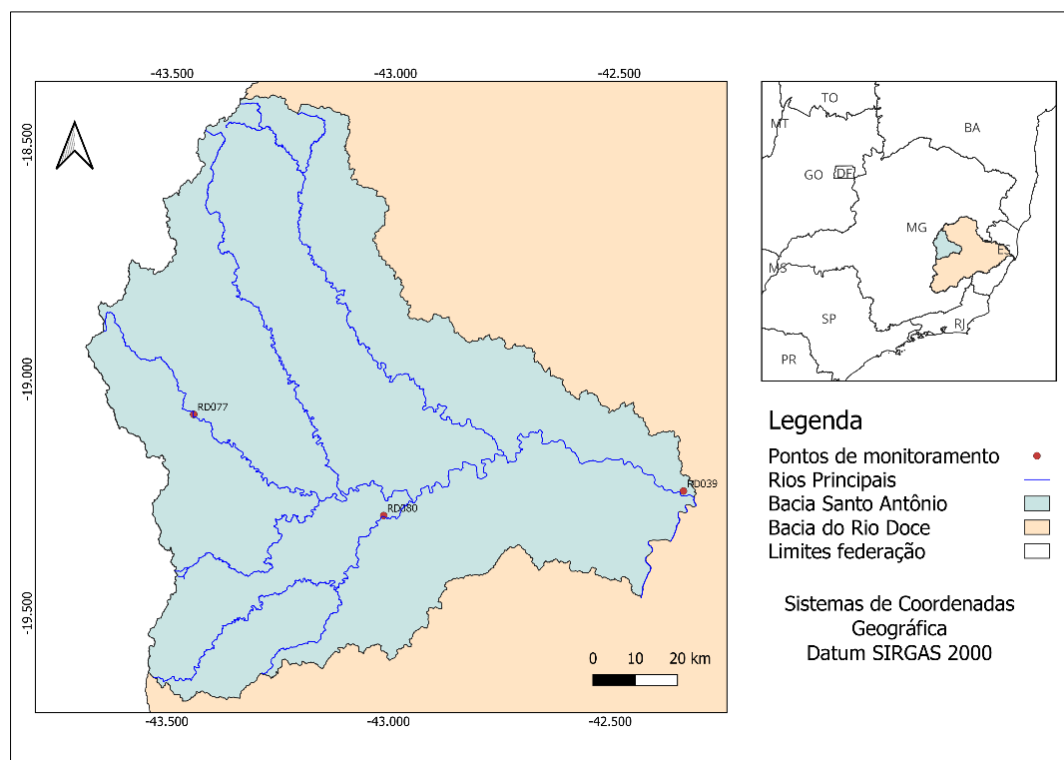


Figura 1: Bacia Hidrográfica do Rio Doce com a circunscrição hidrográfica do Rio Santo Antônio e os 3 pontos de monitoramento de qualidade da água. Fonte: Autores, 2023.

As campanhas de amostragem são trimestrais para a maioria das estações de monitoramento, com um total anual de 4 (quatro) campanhas (IGAM, 2022). Os resultados de qualidade de água gerados são armazenados em uma base de dados do IGAM, que contém informações atuais e históricas, permitindo observar a evolução da qualidade das águas nas duas últimas décadas.

Índice de Qualidade da Água - IQA

Verificou-se, então, o código de identificação dos pontos de monitoramento selecionadas para análise, desta forma foi possível acessar a base de dados do IGAM e realizar o cálculo do Índice da Qualidade da Água – IQA. Para análise deste documento, foi calculado o IQA trimestral, de julho de 2017 a julho de 2021, totalizando 17 (dezesete) campanhas. Vale destacar que os pesos utilizados para cada parâmetro para o cálculo do IQA foram os mesmos utilizados pelo IGAM.

Dados Pluviométricos

Além dos pontos de monitoramento da qualidade da água, foram utilizados dados de precipitação, a partir da Agência Nacional de Águas (ANA), pelo sistema de Informações Hidrológicas (Hidroweb), no qual foram utilizadas 2 (duas) estações pluviométricas (Tabela 1), estando localizadas dentro dos municípios que possuem pontos de monitoramento da qualidade da água. Para o município de Naque não foi identificada estação pluviométrica pelo Hidroweb, devido a isso, foram utilizados os dados de chuva do município de Belo Oriente, da estação monitorada pelo Centro Nacional de Monitoramento e Alerta de Desastres Naturais - CEMADEN, contudo, mesmo não estando inserida no município de Naque, ela possui influência na área de estudo (Marciano et al., 2018). Vale ressaltar que, para a estação pluviométrica de Belo Oriente, só havia dados disponíveis de precipitação a partir de julho de 2018. Após obter os dados de precipitação no período avaliado, foi utilizado o acumulado mensal de precipitação do mesmo mês correspondente à análise de qualidade de água, para que se pudesse correlacionar os resultados para posterior análise.

Bacia Hidrográfica	Circunscrição Hidrográfica	Circunscrição Hidrográfica	Estação - Monitoramento da qualidade	Estação - Pluviométrica	Municípios
Rio Doce	DO3 - Rio Santo Antônio	Rio Tanque	RD080	1943003 (ANA)	Ferros
		Rio Santo Antônio	RD077	1943002 (ANA)	Conceição do Mato Dentro
			RD039	310630901A (CEMADEN)	Belo Oriente

Tabela 1: Estações de monitoramento de qualidade da água e estações pluviométricas. Fonte: Autores, 2023.

Uso e Ocupação do Solo

Utilizou-se para análise, o mapeamento do uso e cobertura do solo na área de estudo, com a finalidade de observar se as mudanças que ocorreram no uso e cobertura da terra promoveram alguma alteração na qualidade da água da sub-bacia em questão. A elaboração do mapa foi realizada utilizando a carta elaborada pela equipe do projeto MAPBIOMAS (coleção 7.1), que é uma parceria colaborativa de especialistas em biomas, usos da terra, sensoriamento remoto, SIG e ciência da computação, por meio do processamento computacional em nuvem e classificadores automatizados operando na plataforma *Google Earth Engine*® (MAPBIOMAS, 2019). O mapa disponibilizado pelo projeto para o ano de 2021, foi obtido em formato matricial (ou raster) e posteriormente teve sua classificação validada no software QGIS, em sua versão 3.30. Originalmente o projeto MAPBIOMAS segmenta toda a cobertura do solo do Brasil em 27 (vinte e sete) classes. Contudo, após análise visual foi necessário agrupar algumas classes para melhor visualização do mapa em 8 (oito) tipos de usos que são predominantes na região, conforme Tabela 2.

Classificação MapBiomas	Reclassificação
Formação Florestal	Formação Florestal
Formação Savânica	Pastagem
Formação Campestre	
Pastagem	
Outras Áreas não vegetadas	
Silvicultura	Silvicultura
Campo Alagado e Área Pantanosa	Curso d'água
Rio, Lago e Oceano	
Mosaico de Usos	Agricultura
Soja	
Outras Lavouras Temporárias	
Café	
Outras Lavouras Perenes	
Área Urbanizada	Área Urbanizada
Afloramento Rochoso	Afloramento Rochoso
Mineração	Mineração

Tabela 2: Reclassificação do uso e cobertura do solo. Fonte: Autores, 2023.

Densidade de Drenagem

Com o objetivo de avaliar a eficácia de drenagem e identificar o grau de desenvolvimento de um sistema de drenagem da bacia, estabelecido pela relação do comprimento total dos cursos d'água e sua área, foi calculada a densidade de drenagem, seguindo a equação abaixo:

$$Dd = Lt / A \quad (1)$$

Onde: Lt= Comprimento total dos cursos d'água (km)

A= Área total de drenagem (km²)

Os dados de comprimento dos cursos d'água e área total foram obtidos através do *software* QGIS, em sua versão 3.16. O limite da Bacia Hidrográfica do Rio Santo Antônio (Otto nível 3) foi obtido através do Catálogo de metadados da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico – ANA, e os cursos d'água, através do Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – IDE-SISEMA.

Este índice é importante, pois reflete a influência da geologia, da topografia, da vegetação e dos solos de uma bacia hidrográfica e está relacionado com o tempo gasto para o escoamento superficial da bacia (Horton, 1945).

Resultados e Discussão

O levantamento sobre o uso da terra comporta análises e mapeamentos e é de grande utilidade para o conhecimento atualizado das formas de uso e de ocupação do espaço, constituindo importante ferramenta de planejamento e de orientação à tomada de decisão. O mapeamento dos usos da terra em uma bacia hidrográfica fornece a informação da pressão e impacto que as atividades humanas exercem sobre o meio ambiente. Por isso, o mapa de uso e ocupação do solo da Bacia do Rio Santo Antônio foi elaborado no intuito de classificar, de modo geral, todas as formas de uso da terra, como apresentado na Figura 2.

Após a validação e adequação da classificação de mapa de uso e ocupação disponibilizado para as bacias pela equipe do MAPBIOMAS, restaram para a área de estudos 8 (oito) tipos de usos (Tabela 3).

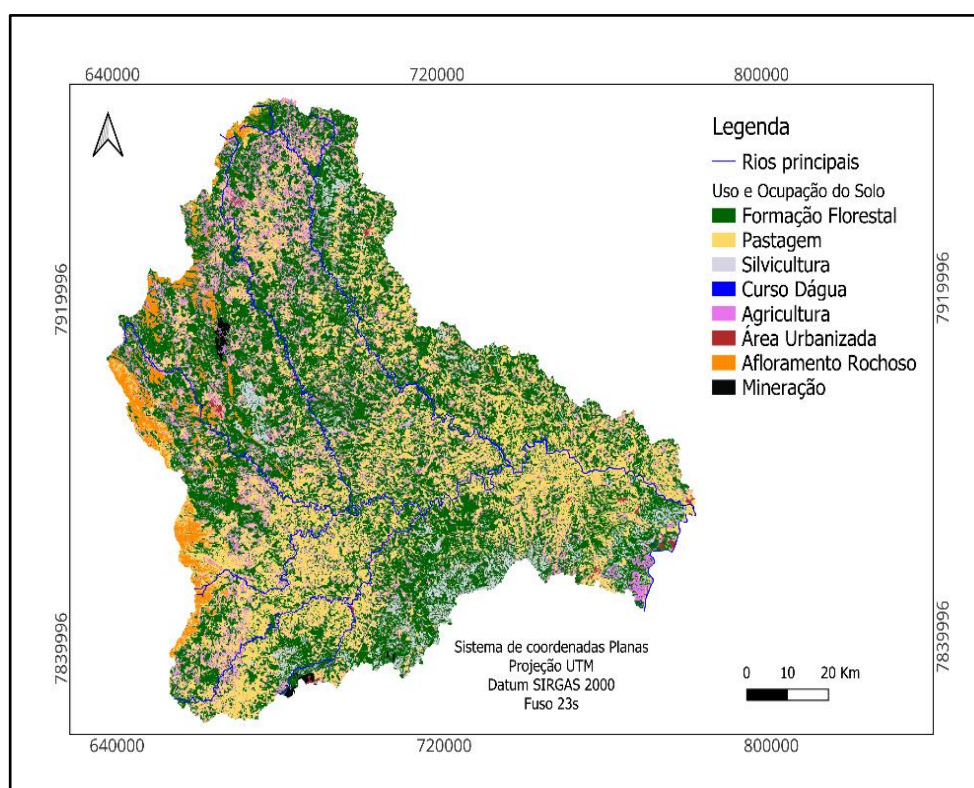


Figura 2: Mapa de uso e ocupação do solo da bacia Hidrográfica do Santo Antônio. Fonte: Autores, 2023.

Através do mapa de uso e ocupação, a área total ocupada por cada classe é representada na Tabela 3. Conforme apresentado na Figura 2, a classe predominante na bacia hidrográfica é a Formação Florestal ocupando 47,36% da área total, seguido de Pastagem, que corresponde a 28,79 % da área. A participação da classe Agricultura com 15,54 % classificada como a terceira maior classe da bacia, seguido da Silvicultura com 3,93%, demonstram processos de antropização a que a área foi submetida.

O afloramento rochoso é observado na cabeceira da bacia, o que corresponde a serra do espinhaço com 382,33 Km² (3,55%), caracterizado por picos e cristas com vales encaixados e vertentes retilíneas, íngremes e extensos escarpamentos, com topos em torno de 1.300 a 1.500 m de altitude, além disso, ocorrem colinas em associação com cristas, com altitudes mais rebaixadas, com médias de 850 a 1.000m (PARH, 2010). Devido a essas características, bem como a presença de solos mais sensíveis, a maior parte da área da bacia está delimitada na classe de suscetibilidade erosiva forte, 55,8% do total, ocupando parte das cabeceiras dos Rios Tanque e Santo Antônio (PIRH, 2022).

Observa-se nas cabeceiras dos afluentes que drenam a bacia, a existência de atividade minerária com área de 34 Km² (0,32%), notadamente nos municípios de Itabira e Conceição do Mato Dentro, situação que pode contribuir para a produção de sedimentos.

Nota-se uma pequena porcentagem de Área Urbanizada (0,26%) diante das demais classes de uso e ocupação do solo. Contudo, essa classe torna-se importante, visto se tratar de um uso e ocupação que é sensível a presença de atividades de grande porte e o lançamento de esgoto nos corpos hídricos sem o devido tratamento.

Classe	2021	
	Área (Km ²)	Área (%)
Formação Florestal	5098,25	47,36%
Silvicultura	422,98	3,93%
Pastagem	3099,26	28,79%
Agricultura	1673,03	15,54%
Cursos D'água	42,17	0,39%
Área urbanizada	27,54	0,26%
Afloramento rochoso	382,33	3,55%
Mineração	34,7	0,32%

Tabela 3: Classes de uso e ocupação do solo para a Bacia Hidrográfica do Rio Santo Antônio. Fonte: Autores, 2023.

Próximo ao curso d'água principal do Rio Santo Antônio, onde está localizado o ponto RD077, há predomínio de áreas de pastagem e vegetação, com afloramentos rochosos bem pronunciados na cabeceira da bacia. A área urbana com cerca de 23.345 mil habitantes (IBGE, 2023). Segundo o relatório de fiscalização, o município de Conceição do Mato Dentro, o serviço de esgotamento atende a 80,4% da população residente na sede municipal com coleta e, aproximadamente, 63,68% de tratamento (ARSAE-MG, 2015).

A variação temporal do IQA de cada trimestre ao longo de 5 anos (2017 a 2020) para o ponto RD077 está demonstrada na Figura 3. Todos os valores encontrados para o IQA estão classificados como “Bom” ou “Médio”, segundo classificação da Cetesb.

Para o intervalo de tempo analisado verificou-se que o menor valor de IQA encontrado foi em outubro de 2020, com resultado de 59,5, mês esse que representa o início do período chuvoso e nesse período a precipitação foi de 150 mm. Percebe-se que na coleta anterior (julho 2020), o IQA estava mais alto, quando comparado com outubro de 2020, contudo, a precipitação foi muito baixa (6,1 mm). Essa diminuição do IQA de julho de 2020 para outubro de 2020, pode ter sido causado devido às chuvas de grande intensidade registradas em outubro de 2020. Sabe-se que chuvas de grande intensidade provocam carreamento de sedimentos para os corpos d'água.

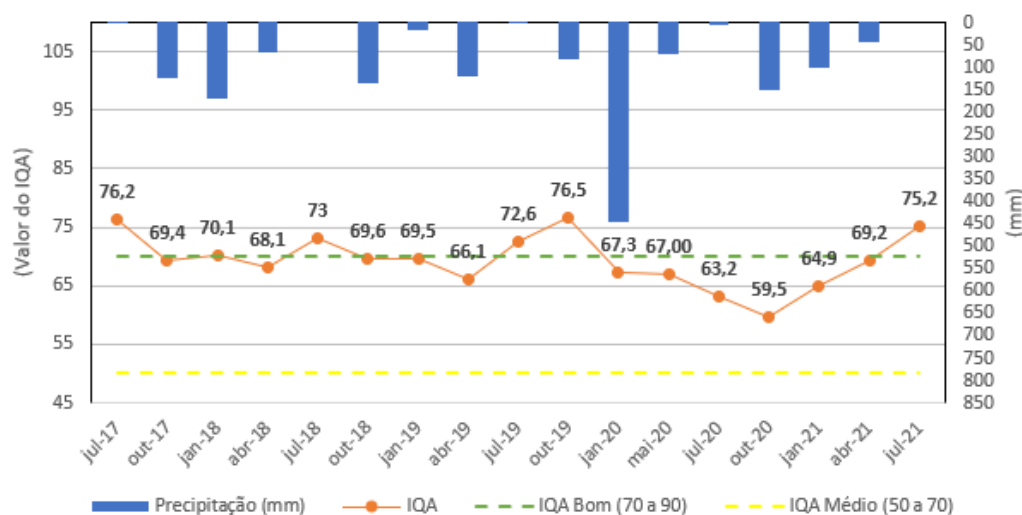


Figura 3: Variação do IQA com o acumulado mensal de precipitação do período de julho 2017 a julho de 2021, do ponto de monitoramento RD077 (Rio Santo Antônio - Cabeceira) – Bacia Hidrográfica do Rio Santo Antônio. Fonte: Autores, 2023.

Já no ponto RD080 (Rio Tanque), localizado no município de Ferros, município esse que não há coleta e nem tratamento de esgoto (Instituto Água e Saneamento, 2021), está próximo a área de pastagem, todos os valores encontrados para o IQA estão classificados como “Bom” ou “Médio”, segundo classificação da Cetesb (Figura 4).

Para o intervalo de tempo analisado, verificou-se que no mês de julho nos anos 2018, 2019 e 2020, mês com menor intensidade de chuva, os IQA's apresentaram mais altos em relação às campanhas de cada ano. O menor valor de IQA encontrado foi em janeiro de 2020 com resultado de 50,2, mês esse que representa o período chuvoso, observando o maior pico de precipitação, registrando 352,9 mm. É possível observar pelos dados obtidos, que quanto maior a intensidade de chuva, observa-se uma diminuição do IQA.

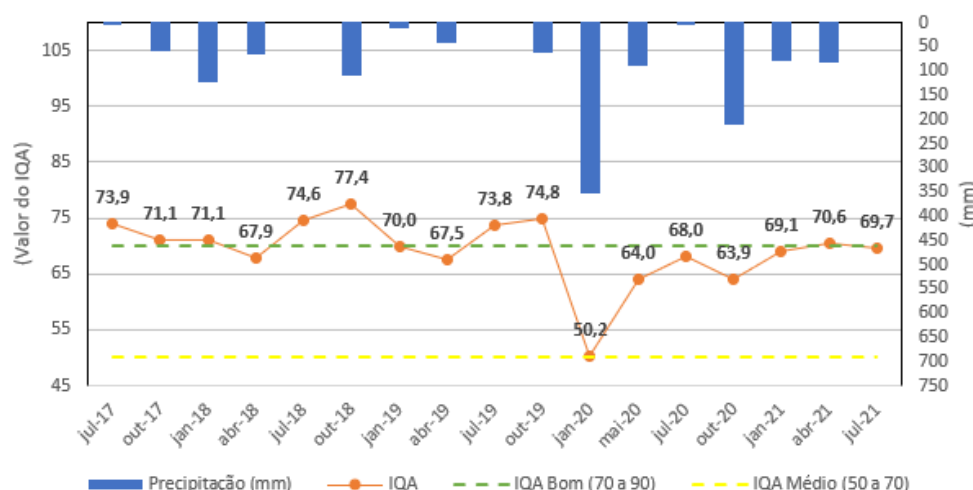


Figura 4: Variação do IQA com o acumulado mensal de precipitação do período de julho 2017 a julho de 2021, do ponto de monitoramento RD080 (Rio Tanque) - Bacia Hidrográfica do Rio Santo Antônio. Fonte: Autores, 2023.

Quanto ao ponto RD039, localizado no município de Naque, localizado próximo a Área Urbanizada, com 7.104 habitantes, sendo 94% da população residente na área urbana e 6% na zona rural. Segundo o Instituto Água e Saneamento, no município, 83,68% do esgoto é coletado, mas não é tratado (EAS, 2021). No seu entorno observa-se a predominância de Pastagem.

A variação temporal do IQA de cada trimestre, ao longo de 5 anos (2017 a 2020) para o ponto RD039 está demonstrada na Figura 5. Todos os valores encontrados para o IQA estão classificados como “Bom” ou “Médio”, segundo classificação da Cetesb.

Para o intervalo de tempo analisado, verificou-se que o menor valor de IQA encontrado foi em janeiro de 2020 com resultado de 57,9, mês que apresentou o maior pico de precipitação: 289,8 mm. É possível observar no gráfico o comportamento do IQA quando comparado com a precipitação, ou seja, à medida que a precipitação diminui o IQA sobe gradativamente, conforme os meses de maio de 2020 e julho de 2020. Já em outubro de 2020, quando a chuva aumenta, o IQA diminui. É importante ressaltar que essa interpretação não foi realizada para os meses de julho e outubro de 2017 e janeiro e abril de 2018, visto que para esses meses não foram identificados os registros de chuva na estação escolhida para esse estudo.

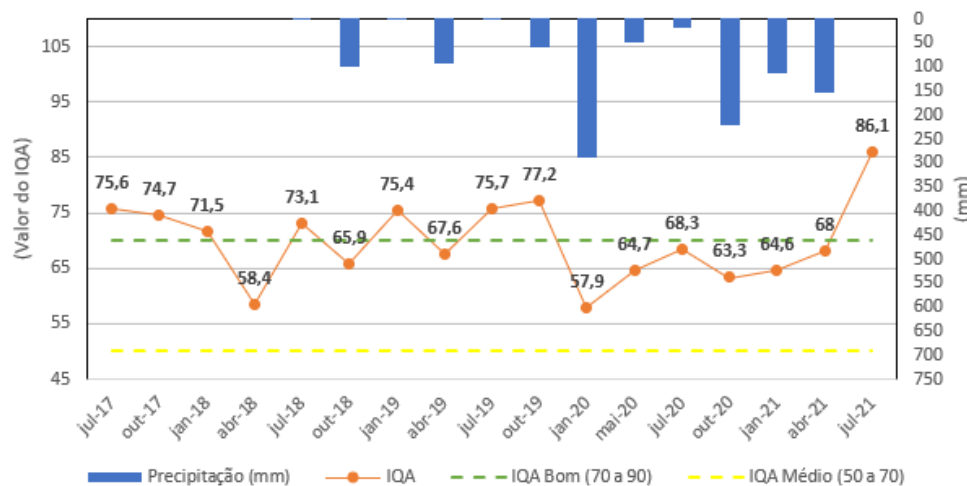


Figura 5: Variação do IQA com o acumulado mensal de precipitação do período de julho 2017 a julho de 2021, do ponto de monitoramento RD039 (Rio Santo Antônio - Exutório) - Bacia Hidrográfica do Rio Santo Antônio. Fonte: Autores, 2023.

Buscando-se ainda avaliar o escoamento da bacia e sua relação com o IQA no exutório, foi calculada a densidade de drenagem desta bacia. Com base no resultado obtido, a bacia hidrográfica do Rio Santo Antônio é classificada como “Bacia com drenagem boa” (Tabela 4), segundo classificação de Villela e Mattos, (1975), visto que o resultado da densidade de drenagem calculada foi de **1,98 Km/Km²**, indicando uma bacia com melhor estruturação dos canais, com uma capacidade de fazer escoamentos rápidos no exutório. Esse fator corrobora ao fato de que a bacia é pouco suscetível a enchentes em condições normais de precipitação (TUCCI, 2004), em contrapartida a compactação e desenvolvimento do solo têm efeitos

negativos e impactos na dinâmica do escoamento aumentando o escoamento de água e o carreamento de nutrientes e sedimentos para os ecossistemas aquáticos (MELLO, *et al.*, 2020). A relação da densidade de drenagem com o carreamento de sedimentos pelo escoamento e o impacto na qualidade da água está relacionada ao potencial de erosão do solo e à capacidade de transporte desses sedimentos para os corpos d'água. Bacias com alta densidade de drenagem tendem a ter maior quantidade de canais de drenagem e, conseqüentemente, uma maior quantidade de áreas de escoamento concentrado, aumentando o risco de erosão do solo. Sendo assim, o carreamento de sedimentos pelo escoamento superficial, resultante da erosão do solo, pode ter efeitos negativos na qualidade da água dos corpos hídricos.

Classificação da Densidade de Drenagem (λ)
Bacias com drenagem pobre $\rightarrow \lambda < 0,5 \text{ km/km}^2$
Bacias com drenagem regular $\rightarrow 0,5 \leq \lambda < 1,5 \text{ km/km}^2$
Bacias com drenagem boa $\rightarrow 1,5 \leq \lambda < 2,5 \text{ km/km}^2$
Bacias com drenagem muito boa $\rightarrow 2,5 \leq \lambda < 3,5 \text{ km/km}^2$
Bacias excepcionalmente bem drenadas $\rightarrow \lambda \geq 3,5 \text{ km/km}^2$

Tabela 4: Classificação da densidade de drenagem. Fonte: Villela e Mattos, 1975.

Considerações Finais

Com base nos resultados aqui apresentados e discutidos, a Bacia Hidrográfica do Rio Santo Antônio, apresentou uma predominância da classe Formação Florestal, que corresponde a 47,36% da bacia, o que indica que boa parcela inicial da precipitação é retida pela vegetação e conseqüentemente, o que se pode inferir, é uma área com boa infiltração, considerando-se esse uso do solo.

O IQA avaliado nos três (3) pontos de monitoramento avaliados apresentaram classificação que varia em “Bom” e “Médio”. Quando correlacionado o IQA com o acumulado da precipitação mensal, foi possível observar que à medida que a precipitação aumenta, o IQA diminui gradativamente, mostrando a diminuição da qualidade com o aumento das chuvas. Essa alteração do IQA pode estar associada ao incremento do escoamento superficial, que aumenta o carreamento do solo e causa impacto sobre a turbidez da água, aumentando seus valores. Outros parâmetros também podem ser afetados, visto que a localização dos pontos está próxima a áreas urbanas, em que o serviço de esgotamento sanitário atende apenas parte da população, ou não há nenhum tipo de coleta e tratamento do esgoto. Sugerem-se estudos complementares para identificar os motivos do aumento do IQA no período chuvoso na bacia do rio Santo Antônio.

Já a densidade de drenagem da bacia foi classificada como “Boa”, o que indica que a bacia é pouco suscetível a enchentes em condições normais de precipitação (TUCCI, 2004, p.47) e tem uma boa capacidade de fazer escoamentos rápidos no exutório.

Contudo, durante os estudos não foi possível identificar relação da densidade de drenagem com o IQA do exutório, visto que o comportamento identificado nesse ponto foi semelhante com os dois pontos avaliados na cabeceira. É importante ressaltar que neste estudo foi avaliado apenas uma variável, não sendo possível avaliar todo o comportamento da bacia, sendo necessário estudos complementares para levantamento e análises morfométricas da bacia estudada.

Agradecimentos

Agradeço ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – PROFÁGUA, Projeto CAPES/ANA AUXPE N°. 2717/2015, pelo apoio técnico científico apostado até o momento.

Referências Bibliográficas

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Base Hidrográfica Ottocodificada 2017 5K - trecho de drenagem**. Disponível em: https://dadosabertos.ana.gov.br/datasets/5b97dc790ebc4307938d8a5b089c1aab_0/about Acesso em: 13/05/2023.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Portal da Qualidade da Água. Índice de Qualidade – Índice de qualidade das águas (IQA)**. Disponível em: <http://pnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx> Acesso em: 10/05/2023.

AGÊNCIA REGULADORA DE SERVIÇOS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA E ESGOTO SANITÁRIO DO ESTADO DE MINAS GERAIS – ARSAE MG. **Relatório de Fiscalização. Sistema De Esgotamento Sanitário Da Sede Municipal De Conceição Do Mato Dentro**. Dezembro, 2015. p 16.

ALVES, Igor Charles Castro et al. **Qualidade das águas superficiais e avaliação do estado trófico do Rio Arari (Ilha de Marajó, norte do Brasil)**. Revista Acta Amazônica, Manaus - AM, v. 42, n. 1, p.115-124, jan. 2012. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/aa/v42n1/a14v42n1.pdf>. Acesso em: 09/05/2023.

Comitê da Bacia Hidrográfica Santo Antônio – CBH Santo Antônio. A Bacia. Disponível em: <<https://www.cbhsantoantonio.org.br/a-bacia>>. Acesso em: 09/05/2023.

HORTON, R.E. 1945. **Erosional development of streams and their drainage basins hydrophysical approach to quantitative morphology**. Bulletin of American Geological Society 56(3): 275-330.

INSTITUTO ÁGUA E SANEAMENTO – IAS. **Municípios e Saneamento 2021**. Disponível em <<https://www.aguaesaneamento.org.br/municipios-e-saneamento/explore-compare>> Acesso em 20/05/2023.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Censo Demográfico. **Prévia da População dos Municípios com base nos dados do Censo Demográfico 2022 coletados até 25/12/2022**. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/saude/22827-censo-demografico-2022.html>>. Acesso em 20/05/2023.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. **Bacia Hidrográfica do Rio Doce**. Disponível em: <[http://www.igam.mg.gov.br/index2.php?option=com_content&do_pdf=1&id=155#:~:text=Bacia%20Hidrogr%C3%A1fica%20do%20Rio%20Santo%20Ant%C3%B4nio%20\(DO3\)&text=Possui%20uma%20C3%A1rea%20de%20drenagem,rural%20maior%20que%20a%20urbana.](http://www.igam.mg.gov.br/index2.php?option=com_content&do_pdf=1&id=155#:~:text=Bacia%20Hidrogr%C3%A1fica%20do%20Rio%20Santo%20Ant%C3%B4nio%20(DO3)&text=Possui%20uma%20C3%A1rea%20de%20drenagem,rural%20maior%20que%20a%20urbana.)> Acesso em: 13/05/2023.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Doce e dos planos de ações de Recursos Hídricos para as unidades de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos no âmbito da bacia do rio Doce. **Plano de ação de Recursos hídricos da unidade de Planejamento e gestão dos Recursos Hídricos Santo Antônio – PARH Santo Antônio**. Maio 2010. p 99.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. Revisão e atualização do Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Doce (PIRH Doce), incluindo seus respectivos Planos Diretores de Recursos Hídricos (PDRHs)/ Planos de Ações de Recursos Hídricos (PARHs), E Propostas de enquadramento dos corpos d'água da bacia em classes segundo os usos preponderantes e atualização do enquadramento dos cursos d'água da bacia do Rio Piracicaba. **PP06 – Proposta de enquadramento e programa de efetivação da circunscrição hidrográfica do rio Santo Antônio**. Outubro, 2022.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DE ÁGUAS – IGAM. **Monitoramento da Qualidade das Águas**. Disponível em: <<http://www.igam.mg.gov.br/monitoramento-da-qualidade-das-aguas2>> Acesso em: 13/05/2023.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DE ÁGUAS – IGAM. **Resumo Executivo Anual. Avaliação de Qualidade das Águas Superficiais em Minas Gerais – Ano base 2021**. Belo Horizonte, 2022. p 212.

LEI nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. **Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989**. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF 09/01/1997, P. 470. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9433.htm Acesso em: 09/05/2023.

LEMONS, Márcilio de et al. **Sazonalidade e variabilidade espacial da qualidade da água na Lagoa do Apodi, RN**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.14, n.2, p.155–164, 2010, Campina Grande, 2009. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbeaa/a/zC6r8F9dpxVdtYzCYxBNk8k/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em 10/05/2023.

MARCIANO, A. G.; BARBOSA, A. A.; SILVA, A. P. M. (2018). **Cálculo de precipitação média utilizando método de Thiessen e as linhas de cumeada**. Ambiente e Água, 13(1), pp. 1.

MELLO, Kaline de. et al. **Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil**. Journal of Environmental Management, Volume 270, p 44.

PESSÔA, et al. Revista de Geociência do Nordeste – REGNE. Volume2, Nº Especial (2016). Bacia Hidrográfica como unidade geossistêmica e territorial: em questão a Bacia do Parnaíba. p 10.

SILVA, Ana Elisa Pereira et al. **Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus**. Revista Acta Amazônica, Manaus - AM, v. 38, n. 4, p.733-742, jan. 2008. Disponível em: <<https://acta.inpa.gov.br/fasciculos/38-4/PDF/v38n4a17.pdf>>. Acesso em: 10/05/2023.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 3.ed. Porto Alegre: ABRH, 2004. 943 p.

ANÁLISE DA EFICIÊNCIA DA PRECIPITAÇÃO MÉDIA GERADA POR INTERPOLADORES MEDIANTE A RESPOSTA DE UM MODELO CHUVA-VAZÃO

1 Isabelle Domingues Mondini , 2 Anderson Kwiatkowski Lopes, 3 Melissa Candido Fischer, 4 Vitor Souza Viana Silva

1Faculdade Dom Bosco de Porto Alegre, e-mail: belledmondini@gmail.com; 2Faculdade Dom Bosco de Porto Alegre, e-mail: andersonk.lopes@hotmail.com; 3Faculdade Dom Bosco de Porto Alegre, e-mail: candidofischer@gmail.com, 4Faculdade Dom Bosco de Porto Alegre, e-mail: silvav@faculadadedombosco.edu.br

Palavras-chave: Interpolação; Modelagem Hidrológica; Modelo Chuva-Vazão.

Resumo

Este estudo consiste na proposta da avaliação da eficiência da precipitação média nodal gerada por diferentes métodos de interpolação, a partir de campos de chuva sobrepostos em bacias hidrográficas de diferentes áreas de drenagem. O desempenho dos interpoladores foi diretamente avaliado em função de índices estatísticos aplicados em séries históricas produzidas por um modelo chuva-vazão. Os métodos de interpolação foram testados para quantificar as séries médias de precipitação alocados como entrada para o modelo, os quais foram o vizinho natural, o vizinho mais próximo, o inverso do quadrado da distância e a triangulação linear. Os dados de chuvas médias foram aplicados no modelo concentrado IPH II, versão WIN IPH2 para simular o processo de transformação de chuva-vazão em bacias com áreas de drenagem entre 563 a 9.426 km². Os parâmetros do modelo foram calibrados com o algoritmo SCE-UA e o coeficiente de Nash-Sutcliffe foi utilizado como função objetivo. A chuva média pelo método do Vizinho Natural apresentou melhores resultados nas estatísticas de desempenho, tanto no processo de calibração como no de verificação, numa faixa de valores de NS estimado na série de calibração maiores que 0,7 para todas as bacias. Na série de verificação, foi obtido NS=0,88 para as bacias de áreas maiores que 5.000 km². Observou-se também uma perda de eficiência do modelo, conforme diminuiu a área da bacia, tendo alcançado, relativamente, bom desempenho na verificação, nas escalas de 5.000 a 10.000 km² (NS de 0,88), garantindo boa eficiência na reprodutividade de séries de vazões.

Introdução

A simulação dos processos hidrológicos com uso de modelos é um recurso muito utilizado, porém é afetada, no que diz respeito aos dados de chuva, pelas seguintes limitações: baixa densidade de pluviógrafos, falhas nas séries de dados (devido a falhas nos aparelhos ou no processamento, e mesmo por perdas dos dados) e deficiência de representatividade espacial dos dados, por serem pontuais. Além disso, a formulação matemática de alguns processos e o comportamento espacial de variáveis e de fenômenos é necessariamente simplificada, principalmente com o uso de modelos concentrados. A utilização da chuva média como variável de entrada neste tipo de modelo é o mesmo que admitir a uniformidade espacial da precipitação representada por esta estatística, o que não é verdade, pois a precipitação é uma das variáveis hidrológicas que mais apresenta variabilidade espacial e temporal (Gan et al., 1997; Tucci, 2005). Por outro lado, modelos mais complexos, que representam melhor esta variabilidade espacial, exigem informações de variáveis que muitas vezes não são disponíveis, além de estimativas pluviométricas distribuídas em área.

A determinação da estimativa adequada da precipitação média em uma área, representativa do volume precipitado sobre a superfície, pode ser obtida com base nas informações de uma rede suficientemente densa de pluviômetros (medidas pontuais) ou por estimativas resultantes do uso de radar e de satélite (Haberlandt e Kite, 1998; Goovaerts, 2000). A avaliação do campo de precipitação, gerado através dos procedimentos citados acima, esbarra no problema do desconhecimento do campo real de precipitação para a comparação, uma vez que o conhecimento exato deste campo é uma meta impossível de ser alcançada.

Os efeitos da distribuição espacial da precipitação, bem como da imprecisão do conhecimento desta distribuição, sobre o desempenho de modelos chuva-vazão, foram avaliados por diversos autores (Andréssian et al., 2001; Trambly et al., 2011). Estes trabalhos, porém, tinham como foco o efeito da variação dos parâmetros no desempenho dos modelos chuva-vazão e não a verificação da eficiência do modelo com as diferentes formas de se obter a chuva média.

Existem diversos modelos chuva-vazão concentrados, que são bem mais simples que os distribuídos, bastante utilizados para simular o processo precipitação-vazão (Ex.: Sacramento, HEC HMS, etc.). O modelo IPH II, desenvolvido no Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH) na década de 70, possui uma versão atual denominada de WIN_IPH2 (Bravo et al., 2006a), que admite a calibração do modelo de forma automática e manual. A otimização baseia-se em funções monobjetivo, com o uso, respectivamente, do algoritmo SCE-UA (Duan, et al., 1992), o qual foi utilizado nos trabalhos de Gan et al. (1997) e Yapó et al. (1998), e função multiobjetivo com o uso do algoritmo MOCOM-UA (Yapó et al., 1998). Esta versão do modelo IPH II possui uma boa interface com o usuário, apresenta saída gráfica dos resultados, e necessita de pequena quantidade de parâmetros, sendo, portanto, uma escolha natural de modelo para a pesquisa pretendida.

O objetivo deste trabalho é na investigação da resposta do modelo chuva-vazão em função da chuva média gerada por diferentes métodos de interpolação, posterior a etapa da geração do campo de precipitações por grades regulares (Grids), avaliando assim o melhor interpolador com base nos resultados e em índices de eficiência aplicados na série histórica gerados pelo modelo conceitual chuva-vazão do tipo concentrado.

Material e Métodos

A Área de estudo e os dados utilizados

Este trabalho foi desenvolvido com dados de precipitação e de vazão de 3 bacias com áreas de drenagem entre 563 e 9.426 km². A Ponte Nova Potiribu (563 km²), Santo Ângelo (5.414 km²) e Ijuí, com seção em Ponte Mística (9.426 km²), têm os dados disponíveis no sistema nacional da Agência Nacional de Águas (ANA). Todas estas bacias são encaixadas uma dentro da outra (Figura 1).

Foram utilizados dados diários de 44 pluviométricos disponibilizados ao público pelo sistema da Agência Nacional de Águas (ANA), todos eles localizados na bacia do rio Ijuí para o período 20/08/1989 a 18/12/2008. Os dados da ANA disponibilizados no site são consistidos pela ANA. A localização dos postos, latitude e longitude, e o período inicial e final das séries, são descritos em Silva (2011). Também foram utilizados dados diários de três postos fluviométricos localizados nesta bacia, no período de 01/05/1992 a 18/12/2008.

A localização do posto fluviométrico da Ponte Mística está nas coordenadas 54°44'18'' e 28°10'53'', para o Santo Ângelo 54°16'06'' 28°21'19'', Ponte Nova Potiribu 53°52'32'' e 28°22'38''.

Tanto para os dados pluviométricos como para os fluviométricos, quando houve falhas, estas não foram preenchidas. No caso da chuva, a média foi calculada sem considerar o valor que estava com falha. No caso da vazão, foram escolhidos períodos sem falhas para a calibração e a verificação.

A série de evaporações também foi utilizada como dado de entrada para o modelo hidrológico chuva-vazão. Esta série foi obtida pelos registros diários do evaporímetro de Piché retirados do banco de dados da estação climatológica Cruz Alta do INMET, localizada na longitude 53° 36' 00'' e na latitude 28° 38' 00'', para o período de 1978 a 2010. Aplicou-se um coeficiente corretivo na evaporação através do comparativo do balanço hidrológico entre a chuva total anual e a vazão anual nas bacias analisadas.

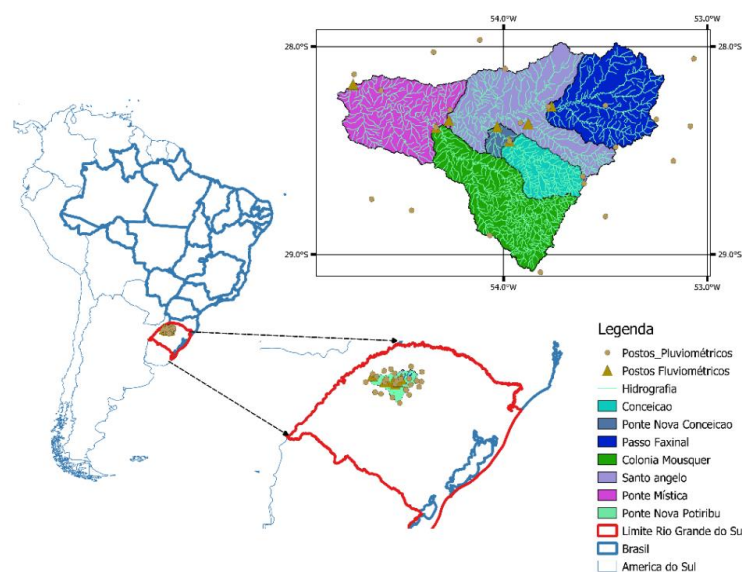


Figura 1: Localização das sub-bacias do rio Ijuí, dos postos pluviométricos, fluviométricos e da estação climatológica (Marques, et al., 2018).

Estatísticas de Desempenho

As avaliações de desempenho do modelo chuva-vazão, em diferentes etapas do trabalho, consistem na comparação entre valores calculados e observados das vazões. O coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (NS) é uma medida de associação entre as vazões previstas e as observadas, e o seu valor varia no intervalo de $-\infty$ a 1. Se o valor do coeficiente for igual a um, evidencia que existe melhor concordância entre as descargas observadas (Q_o) e calculadas (Q_c), sendo Q_o a vazão média. O valor de NS também indica o quanto os valores calculados são mais representativos do que a média observada. Esta equação é descrita conforme a Equação 1.

$$NS = 1 - \frac{\sum (Q_c - Q_o)^2}{\sum (Q_o - \underline{Q_o})^2} \quad (1)$$

Onde: NS é o coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe, Q_c é a vazão calculada, Q_0 é a vazão observada e Q_o é a vazão média.

Uma vez que este coeficiente possui a tendência de valorizar as maiores vazões, por ser baseado no desvio quadrático, utilizou-se, também, o índice de comparação de volumes totais (ΔV) segundo a Equação 2:

$$\Delta V = 1 - \frac{\sum Q_c - \sum Q_0}{\sum Q_0} \quad (2)$$

Onde: ΔV é o índice de volumes totais, Q_c é a vazão calculada e Q_0 é a vazão observada.

A avaliação de desempenho das estatísticas aplicadas nos resultados das vazões na saída do modelo hidrológico, mediante as diferentes entradas de chuva média, pode ser possível com base nas recomendações de Moriasi et al. (2007). Os autores fizeram uma classificação para uma faixa de valores de NS e ΔV , como mostra a Tabela 1. $0,75 < NS < 1,0$ e $\Delta V < 10$ (Muito Bom), $0,65 < NS < 0,75$ e $10 \leq \Delta V < 25$ (Bom), $0,50 < NS < 0,65$ e $15 \leq \Delta V < 25$ (Satisfatório) e $0,50 \leq NS$ e $\Delta V \geq 25$ (Insatisfatório).

O Método de Interpolação

O objetivo dos métodos de interpolação é a estimativa dos valores de uma dada grandeza no espaço entre as amostras ou observações a partir de uma combinação, geralmente linear, destas. O método testado neste trabalho para a interpolação de precipitação leva em consideração proximidades geométricas e ponderações com as distâncias entre as medidas pontuais de chuva por pluviômetro e os nós de uma grade regular. A hipótese intrínseca é a da existência de uma região de influência de medidas pluviométricas sobre os nós da malha que formam o campo de precipitação. Os interpoladores utilizados na pesquisa foram: o inverso do quadrado das distâncias (IQD), o vizinho natural (VN), o vizinho mais próximo (VP) e a triangulação linear (TL). Estes são classificados como métodos determinísticos de efeitos locais, mas podem representar a variabilidade espacial em função da escala da bacia.

Inverso do Quadrado da Distância (IQD)

Neste método, todos os pontos amostrados que estejam próximos a um ponto a ser estimado contribuem com pesos inversamente proporcionais à sua distância (Soares, 2000). Com base na Figura 2, os pontos amostrais mais próximos ao ponto que se deseja estimar são calculados pelo inverso da distância.

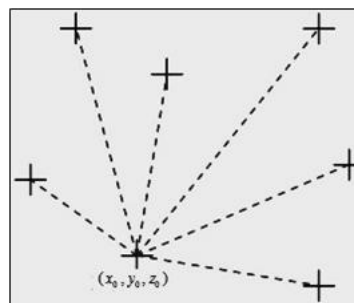


Figura 2: Método do inverso ponderado das distâncias (Soares, 2000).

O peso dado durante a interpolação é tal que a influência de um ponto amostrado em relação ao outro diminui conforme aumenta a distância ao ponto a estimar. Os pontos amostrados próximos ao ponto estimado recebem peso maior que os pontos amostrados mais distantes. A soma de todos os pesos dados aos pontos amostrados vizinhos deve ser igual a 1 (Equação 3).

$$Z(x, y) = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{z_i}{h_{ij}^\beta}}{(\sum_{i=1}^n \frac{1}{h_{ij}^\beta})^{-1}} \quad (3)$$

Onde Z é o valor interpolado para o nó da grade regular (Grid), Z_i é o valor do ponto amostrado vizinho ao nó, h_{ij} é a distância entre o nó da grade de i, j e β é o expoente de ponderação, n é o número de pontos amostrados utilizados para interpolar cada nó. O expoente igual a dois corresponde ao método do inverso do quadrado da distância (IQD).

Triangulação Linear (TL)

A triangulação linear constitui-se em um método que divide a superfície formada pelas amostras em triângulos contíguos não sobrepostos, tendo por vértices as amostras (Figura 3). Cada valor da medida de precipitação é guardado em cada vértice do triângulo, podendo acomodar conjuntos de dados distribuídos irregularmente ou de forma seletiva.

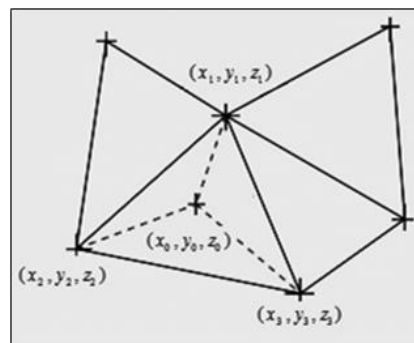


Figura 3. Método de triangulação (Soares, 2000).

O valor do ponto a ser interpolado é estimado por uma média ponderada dos 3 vértices do triângulo onde o mesmo está inserido (Figura 3). Os ponderadores são calculados de acordo com a proximidade do ponto aos vértices, tendo-se por base a equação do plano definido pelos valores das amostras/vértices (Soares, 2000).

O ponto X_0 de coordenadas (x_0, y_0, z_0) contido no triângulo é definido pelos pontos (x_1, y_1, z_1) , (x_2, y_2, z_2) e (x_3, y_3, z_3) , é calculado pela Equação 4.

$$z(x, y) = z_0 = ax + by + c \quad (4)$$

Os coeficientes são obtidos pelo sistema de equações do plano que contém como mostra o sistema abaixo, representada pelas equações. Os valores de a e b , podem ser representados por medidas pluviométricas, e o valor de z_0 é um ponto no espaço a ser estimado, pelas Equações 5, 6 e 7.

$$ax_1 + by_1 + c = z_1 \quad (5)$$

$$ax_2 + by_2 + c = z_2 \quad (6)$$

$$ax_3 + by_3 + c = z_3 \quad (7)$$

Vizinho Mais Próximo (VP)

Neste método, simplesmente atribui-se o valor do ponto amostral mais próximo, ao ponto a ser estimado. O resultado deste método, quando aplicado em grades regulares, resulta em diversos polígonos com o ponto amostral no interior (Figura 4). O mapa resultante do método do vizinho mais próximo assemelha-se ao método dos polígonos de Voronoi (Smith *et al.*, 2009).

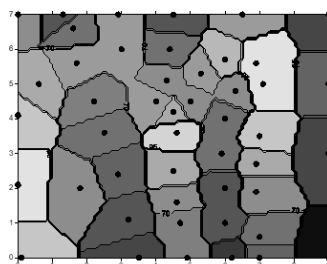


Figura 4. Visualização do Método do Vizinho mais Próximo.

Segundo Smith *et al.*, (2009), o método do Vizinho mais Próximo pode ser utilizado quando existe uma necessidade de preenchimento de valores ausentes em um determinado ponto. O valor atribuído ao ponto a ser estimado será correspondente ao ponto da amostra mais próximo ou com maior influência.

Vizinho Natural (VN)

O Vizinho Natural é um método que cria pesos para cada uma das amostras pontuais com base em sua "área de influência" ao ponto o qual deve ser interpolado. Neste método primeiramente deve-se gerar uma triangulação de Delaunay, formado por segmentos de retas onde os vértices são todas as amostras distribuídas no plano, obtendo-se assim os polígonos de Voronoi, que são formados a partir do encontro de retas formadas por mediatrizes destes triângulos, como mostra a Figura 5 (Smith *et al.*, 2009).

No método Vizinho Natural são repetidos os processos de triangulação de Delaunay, resultando os polígonos de Voronoi, que estabelecem as áreas de influência, a partir das amostras vizinhas ao ponto $Z(x, y)$ a ser interpolado (Figura 5). Os pesos do método do Vizinho Natural são calculados mediante a relação do valor das áreas de influência formadas por 1, 4, 5, 6 e 9 com o valor da área do subconjunto. O peso do ponto 1 ao ponto a ser interpolado é representado pela relação entre áreas $w_1 = \frac{A_{abfg}}{A_{abcde}}$, e assim sucessivamente, para a obtenção dos pesos com base nos valores das áreas de influência dos demais pontos 4, 5, 6 e 9, ao ponto $Z(x, y)$, admitindo-se a condição mostrada na Equação 8.

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1, \quad 0 \leq w_i \leq 1. \quad (8)$$

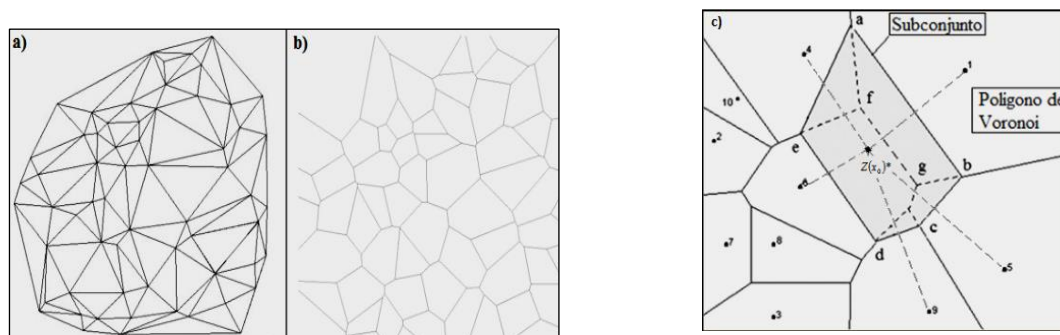


Figura 5. Triangulação de Delaunay (a), Polígonos de Voronoi (b), Áreas de influência formadas pelo novo processo de triangulação de Delaunay e geração de polígonos de Voronoi (c) (Smith *et al.*, 2009).

Após a obtenção dos pesos, a seguinte equação é utilizada para a interpolação do Vizinho Natural no ponto $Z(x, y)$, conforme a Equação 9.

$$Z(x, y) = \sum_{i=1}^n w_i Z_i \quad (9)$$

Onde: $Z(x, y)$ é o valor interpolado no ponto, e Z_i é o valor da precipitação dos pontos vizinhos.

A Precipitação Média na Bacia por Grade Regular

O método para estimar a precipitação média na bacia, ilustrado na Figura 4, é realizado pelo quociente entre o somatório dos valores das chuvas nos nós pelo total de nós distribuídos no interior dos limites da bacia, após o processo de interpolação espacial de medições pluviométricas.

O SURFER 8.0 foi o aplicativo utilizado nesta pesquisa para determinar a precipitação média na bacia, nas diferentes escalas, após a interpolação dos dados pluviométricos para os nós da grade regular. As operações neste software podem ser controladas automaticamente por “scripts”. Os scripts são escritos em uma linguagem de programação que é compatível com o Visual Basic for Applications. O objetivo do uso do script, neste caso, é o de automatizar tarefas repetitivas, como ocorre na geração de campos de precipitação diária para longos períodos.

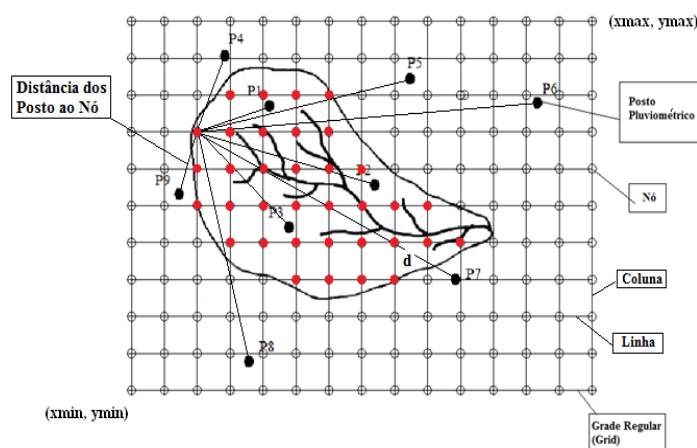


Figura 6: Determinação da precipitação média com base nos valores nodais presentes no interior dos limites da bacia (Silva, 2011; Silva, 2013).

Os scripts permitem integrar os recursos de vários programas, como abrir o arquivo de dados das precipitações em extensão xls ou ascii, e transferir este arquivo para o SURFER 8.0. Nesta pesquisa, utilizou-se a sub-rotina elaborada por Silva (2011), para utilizar as ferramentas do SURFER 8.0 com o intuito de gerar campos de precipitação para o posterior cálculo da chuva média para diferentes áreas de drenagem de das bacias hidrográficas aqui analisadas. Cada uma destas áreas de drenagem possuem uma geometria definida, ou seja, valores mínimos e máximos das coordenadas, de grade regular, sendo que estas geometrias influenciam no número de nós para a geração de campos de chuva.

O Modelo Chuva-Vazão Conceitual

Nesta etapa, foi feito um segundo teste para a escolha do melhor método de interpolação, com aplicação de um modelo concentrado chuva-vazão.

O modelo IPH II, versão WIN_IPH2 (Bravo et al., 2007) simula o processo de transformação chuva-vazão, a partir de dados de precipitação e evaporação, com a manipulação de um número mínimo de parâmetros. Este se baseia em algoritmos específicos para perdas por evaporação e interceptação, separação de escoamento e propagação dos escoamentos superficiais e subterrâneos.

O algoritmo de perdas iniciais utiliza um único parâmetro, R_{max} (mm), que reflete a capacidade de armazenamento máximo em um reservatório fictício de interceptação. O algoritmo de separação do escoamento utiliza os parâmetros I_0 , I_b e h , característicos da equação de infiltração de Horton. Os parâmetros I_0 e I_b representam as capacidades inicial e mínima de infiltração do solo, respectivamente, com unidades em $mm\ h^{-1}$, onde h é um parâmetro adimensional de decaimento, relacionado ao tipo de solo.

A propagação do escoamento superficial no modelo é feita através do método de Clark, que utiliza os parâmetros tempo de concentração, t_c (h), e o histograma tempo-área. Esses parâmetros podem ser calibrados ou estimados, de acordo com a disponibilidade de informações de características físicas da bacia. O tempo de concentração é representado por unidade de intervalo de tempo. Portanto, para bacias com tempo de concentração de 24h, sendo o intervalo de tempo de simulação de 12h, o valor do tempo de concentração é representado pelo número dois. Adicionalmente, para se levar em consideração o efeito do armazenamento na bacia, o modelo utiliza a teoria do reservatório linear simples, caracterizada pelo parâmetro K_s (h), que representa o tempo de retardo do escoamento superficial. Para a propagação do escoamento superficial é necessário definir também o percentual de área impermeável, AIMP (%) na bacia hidrográfica. A propagação do escoamento subterrâneo é realizada através do modelo do reservatório linear simples, caracterizado pelo parâmetro K_{sub} (h), e representa o tempo médio de esvaziamento do reservatório de escoamento subterrâneo. O modelo IPH II, originalmente, foi desenvolvido para simulação de eventos. Entretanto, para simulação de séries contínuas de longo período, foi introduzido no modelo o parâmetro adicional denominado Alfa. Este parâmetro é utilizado no processo de separação do escoamento no caso em que a precipitação é menor que a capacidade de infiltração (Bravo et al., 2007). Além dos parâmetros mencionados anteriormente, devem ser informadas a área da bacia hidrográfica e as variáveis de entrada, precipitação e evaporação (Tucci, 2005; Bravo et al., 2006b).

O intervalo de tempo de simulação adotado neste trabalho foi de 24h, sendo adotado o tempo de concentração igual a dois intervalos de tempo para as sub-bacias do rio Ijuí nos postos fluviométricos de Ponte Mística e de Santo Ângelo, e de um intervalo de tempo para a bacia do Potiribu (Marques, et al., 2018). Os parâmetros foram obtidos a partir de dez execuções do procedimento de calibração com o algoritmo SCE-UA, uma vez que este procedimento pode estacionar em um ótimo local. Após cada uma das dez execuções constatou-se a pouca variação, nestas, dos parâmetros do modelo, portanto, considerou-se que, de acordo com as recomendações de Collischonn e Tucci (2003) para este modelo, pode-se aceitar que o ótimo global foi encontrado com aproximação suficiente.

O algoritmo de calibração utilizado nesta pesquisa foi, portanto, o SCE-UA, o qual combina técnicas de busca aleatória com algoritmos genéticos e a otimização simplex de Nelder e Mead (Duan et al., 1992). Como qualquer algoritmo genético, este algoritmo opera com uma população de pontos que “evolui” em direção ao ótimo global através de ciclos sucessivos e avaliações da função objetivo. Cada um destes pontos é definido pelos valores dos parâmetros e é um candidato ao ótimo global. O método SCE-UA aplicado para a otimização global foi originalmente desenvolvido e modificado para torná-lo mais fácil para o uso em problemas de interesse geral. O algoritmo foi descrito em detalhes no trabalho de Duan (1992), e sua finalidade foi focada na avaliação da precisão e eficiência na resposta de um modelo conceitual chuva-vazão mediante a otimização global de parâmetros hidrológicos.

Foram utilizados para a aplicação desta técnica dados diários de vazão dos três postos fluviométricos (ver Figura 1), no período de 01/05/1992 a 18/12/2008. Foram utilizadas também cinco entradas diferentes de chuvas médias diárias, quatro calculadas pelos métodos de interpolação testados. Foram então obtidas cinco saídas de vazão diárias, para cada uma das cinco bacias. Os resultados de vazão estimada pelo modelo foram confrontados com os dados observados de vazão, através de índices estatísticos (NS e ΔV). No final, foi selecionado o melhor interpolador, com base nos índices estáticos de eficiência aplicados nos resultados da série histórica de vazões produzidas pelo modelo chuva-vazão.

Resultados e Discussão

Simulação do Processo Chuva-Vazão com Modelo Concentrado

Esta etapa da pesquisa consiste em testar as séries das precipitações médias quantificadas através dos campos gerados com a grade regular utilizando os diferentes métodos de interpolação. Estas formas de representação de chuva média foram

fornecidas como entrada para o modelo chuva-vazão IPH II, e a avaliação destes procedimentos no desempenho relativo das vazões resultantes, para cada uma das três escalas de bacias.

Os parâmetros (Parâm.) resultantes da calibração com o uso das estatísticas pontuais a partir de dez execuções são apresentados na Tabela 1. Este número de execuções foi baseado nos estudos de Collischonn & Tucci (2003) para avaliar se o algoritmo SCE-UA encontrou o ótimo global, no qual foi constatado que a variação dos parâmetros do modelo IPH 2 é reduzida com a realização deste número de execuções.

Parâm.	Sub Bacia de Ponte Mística				Sub Bacia de Santo Ângelo				Sub Bacia de Ponte Nova Potiribu			
	VN	IQD	VP	TR	VN	IQD	VP	TR	VN	IQD	VP	TR
Io	115,83 05	161,37 25	263,54 58	87,492 7	62,042 7	661,43 5	114,33 1	84,651 4	94,417 2	90,677 2	86,708	88,713
Ib	1,0188	1,6415	0,7234	2,6697	2,7601	5,3161	2,2988	4,3785	2,361	2,557	2,7671	2,2319
H	0,7373	0,358	0,5047	0,1912	0,6173 7	2,2644 9	0,3384 5	0,1249	0,7319	0,7163	0,6505	0,9077
Ks	5,8568	5,0779	6,4218	5,7931	3,4574	3,0767	3,9514	3,8984	5,3027	5,1993	7,7508	8,4427
Ksub	18,386 8	32,838	84,498 9	36,859 2	28,666 3	33,121 1	47,774 8	40,626 7	13,074 6	14,92- 6	28,512 7	10,002 1
Rmax	8,522	0,0000	0,0001	0,0000	8,9911	0,0001	0,0001	0,0001	9,000	7,5876	2,756	7,5713
Alfa	12,936 8	19,977 5	19,977	0,7435	1,4989	0,4496	2,0999	0,9306	0,0075	0,122	0,0023	3,3386

Tabela 1. Valores dos parâmetros obtidos na calibração utilizando as chuvas médias determinadas pelo VN, IQD, VP e Tr na Sub Bacia Ponte Mística, Santo Ângelo e Ponte Nova Potiribu.

Na Tabela 1, pode-se considerar que o algoritmo atingiu as proximidades do ótimo global para as variáveis de entrada (Chuva Média, Evaporação) e a variável vazão utilizada na otimização dos parâmetros. A função objetivo utilizada para avaliar o desempenho do modelo foi o coeficiente de Nash-Suitcliffe. Deve-se levar em consideração que este processo, devido às incertezas dos dados de entrada, promove a compensação nos parâmetros do modelo. Segundo Burnash (1995), Collischonn & Tucci (2003), uma das críticas referentes ao uso da calibração automática, é que, com o intuito de produzir um bom valor para a função objetivo, esta pode acarretar em um conjunto de parâmetros conceitualmente sem sentido físico. Além disso, estes parâmetros podem não representar bem o melhor comportamento da bacia (Tabela 2)..

	Sub Bacia Ponte Mística				Sub Bacia Santo Ângelo				Sub Bacia Ponte Nova Potiribu			
	Calibração		Verificação		Calibração		Verificação		Calibração		Verificação	
Métodos	NS	DV	NS	DV	NS	DV	NS	DV	NS	DV	NS	DV
VN	0,88	-1,69	0,88	16,4	0,89	-1,98	0,88	1,12	0,75	-11,12	0,55	12,53
IQD	0,85	-6,35	0,87	8,11	0,87	0,52	0,87	-14,36	0,75	-0,43	0,54	-4,58
VP	0,82	-4,92	0,73	14,67	0,83	-0,15	0,79	7,58	0,72	0,35	0,48	6,47
TR	0,8	-8,37	0,54	-55,35	0,78	-8,31	0,32	-50,17	0,71	1,50	-0,24	-5,11

Tabela 2. Resultados do desempenho do modelo na calibração e na verificação utilizando o método do VN, IQD,VP e TR na sub-bacia Ponte nova do Potiribu.

Na Tabela 2 são apresentados os desempenhos comparativos, representados pelos coeficientes de Nash-Sutcliffe e pelo coeficiente do erro em volumes (ΔV), das simulações para as três seções de controle, com uso de precipitações médias calculadas pelos respectivos métodos considerados. Nesta Tabela são mostradas as estatísticas de desempenho do modelo, tanto para as séries de calibração quanto de verificação.

A chuva média obtida com o método do Vizinheiro Natural apresentou melhores resultados nas estatísticas de desempenho, tanto no processo de calibração como no de verificação (Tabela 2). O coeficiente NS obtido para a série de calibração foi $\geq 0,7$ para todas as bacias, considerado como bom e muito bom por Moriasi et al. (2007). Na série de verificação, foi obtido $NS=0,88$ para as bacias com áreas maiores de 5.000 km² considerado muito bom pelo mesmo autores Marques, et al., 2018 e Silva, 2021. Em geral, o modelo perde eficiência conforme diminui a área da bacia e com base nos métodos de interpolação analisado tendo apresentado, relativamente, bom desempenho na verificação, para as escalas de 5.000 a 10.000 km² (NS de 0,88), mesmo com o uso de pouquíssimos dados de entrada. As Figuras 7a, 7b e 7c apresentam as vazões observadas e calculadas pelo modelo, na fase de verificação, com uso da chuva média calculada pelo interpolador vizinho natural, que apresentou melhor desempenho com base na resposta do modelo chuva vazão nos processos de calibração e verificação.

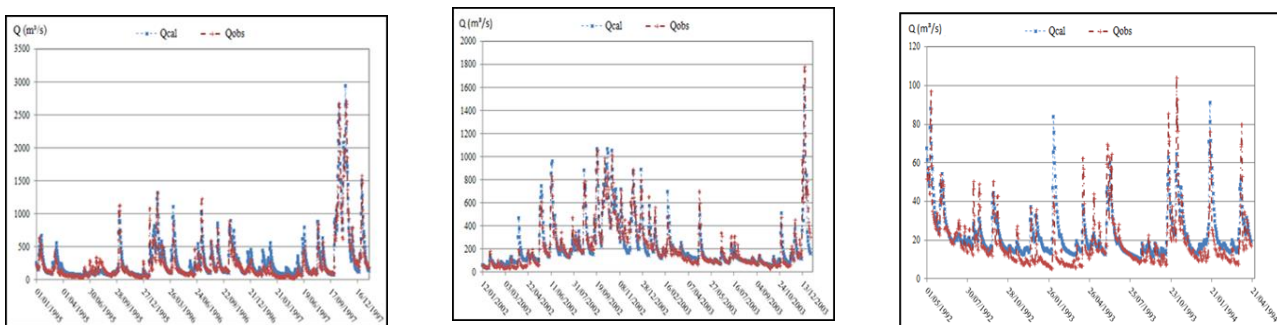


Figura 7. Série de verificação nos postos fluviométrico em diferentes períodos utilizando o Vizinheiro Natural: Ponte Mística, 01/01/1995 a 24/01/1998 (a); Santo Ângelo, 12/01/2002 a 30/12/2003 (b); Ponte Nova do Potiribu, 01/05/1992 no 30/05/1994 (c).

Comentários finais

Os resultados também mostram que a estimativa de precipitação com o uso da média obtida pelo interpolador VN levou a um conjunto de parâmetros do modelo WIN_IPH2 no processo de calibração, com o algoritmo SCE-UA, com resultado considerado muito bom para bacias com áreas maiores que 5.414 km² (NS > que 0,88 na calibração e na verificação).

Essa eficiência vai diminuindo, conforme diminui a área da bacia hidrográfica. Para a bacia de 629 km², o NS obtido com chuva média usando o vizinho natural foi de 0,78 e 0,55 para a calibração e verificação, respectivamente. Estes resultados sugerem que a seleção do melhor interpolador, conforme a resposta do modelo, indicou realmente o melhor resultado, visto que este foi confirmado quando aplicou-se o modelo chuva-vazão, e que os melhores resultados de vazão calculada pelo modelo foram obtidos com parâmetros calibrados; utilizando-se a chuva média interpolada pelo vizinho natural.

Referências Bibliográficas

Andréassian, V.; Perrin, C.; Michel, C.; Usart-Sanchez, I.; Lavabre, J.; 2001. *Impact of imperfect rainfall knowledge on the efficiency and the parameters of watershed models*. Journal of Hydrology 206, pp. 206-223.

Bravo, J.M.; Alassia, G. G. P.; Collischonn, W.; Tassi, R.; Meller, A.; Tucci, C. E. M.; 2006a. *WIN_IPH2: Manual de Usuário: Versão 1.0*. Editora: Rutinéia Tassi, Porto Alegre, pp. 62.

Bravo, J.M.; Alassia, G. G. P.; Collischonn, W.; Tassi, R.; Meller, A. & Tucci, C. E. M.; 2006b. *WIN_IPH2: Manual de conceitos. Versão 1.0*. Editora: Rutinéia Tassi, Porto Alegre, pp. 27.

Bravo, J.M., Alassia, G. G. P.; Collischonn, W.; Tassi, R.; Meller, A.; Tucci, C. E. M.; 2007. *Avaliação visual e numérica da calibração do modelo hidrológico IPH II com fins educacionais*. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 17., São Paulo. Anais. São Paulo: ABRH.

Burnash, R. J. C.; 1995. *The NWS river forecast system catchment modelling*. In: Singh, V. J. (editor) Computer models of watershed hydrology. Water Resources Publications, Highlands Ranch. pp. 1130.

Caruso, C.; Quarta, F.; 1998. *Interpolation Methods Comparison. Computers Mathematical application*. v.35, pp. 109-126.

- Collischonn, W; Tucci, C. E. M.; 2003. *Ajuste multiobjetivo dos parâmetros de um modelo hidrológico*. Revista Brasileira de Recursos Hídricos RBRH, v. 8, n. 3, pp.27-39.
- Duan, Q.; Sorooschian, S.; Gupta, V.; 1992. *Effective and efficient global optimization for conceptual rainfall-runoff models*. Water Resources Research Vol. 28 No.4. pp. 1015-1031.
- Falivene, O.; Cabrera, L.; Tolosana-Delgado R.; Saez, A.;2010. *Interpolation algorithm ranking using cross-validation and the role of smoothing effect: Acoazzone example*. Computers & Geosciences, v. 36, pp. 512–519.
- Gan, T.Y.; Dlamini, E.M.; Biftu, G.F.; 1997. *Effects of model complexity and structure, data quality and objective functions on hydrologic modeling*. Journal of Hydrology. v. 192, pp. 81-103.
- Goovaerts, P.; 2000. *Geostatistical approaches for incorporating elevation into the spatial interpolation of rainfall*. J. Hydrol., v. 228, pp. 113-129.
- Haberlandt, U.; Kite, G. W.; 1998. *Estimation of daily space-time precipitation series for macro-scale watershed modeling*. Hydrology. Process., v. 12, pp. 1419-1432.
- Marques, Thaís G.; Celaro, Tiago Francisco; Giacomelli, Lucas V. Z; Ribeiro, Álvaro P.; Silva, Vitor S. V. 2018. *Regionalização de Parâmetros de um Modelo de Chuva-Vazão entre Escalas Progressivas de Sub-bacias*. XXVIII Congresso Latino-Americano de Hidráulica, Argentina.
- Moriassi, D. N.; Arnold, J. G.; Van Liew, M. W.; Bingner, R. L.; Harnel, R. D.; Veith, T. L.; 2007. *Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations*. Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers, v. 50(3), pp. 885-900.
- Olea, R.; 1999. *Geostatistics for Engineers and Earth Scientists*. Kluwer Academic Publishers, Boston, pp. 303.
- Silva, Vitor S. V. 2021. *Estimativa de Vazões Mediante Regionalização de Parâmetros do Modelo IPH II na Bacia do Rio Ijuí-RS*. XIII Encontro de Recursos Hídricos em Sergipe. Associação Brasileira de Recursos Hídricos (ABRHidro).
- Silva, Vitor S. V.; 2011. *Estimativa de precipitação pontual em diferentes escalas para uso em modelo chuva-vazão concentrado*. Dissertação de Mestrado. 156f., PPGRHS, IPH-UFRGS.
- Silva, Vitor S. V; Pedrollo, Olavo C.; Castro, Neusa Maria R.. 2013. *Estudo de Regionalização por Média Global de Parâmetros de um Modelo Conceitual Hidrológico*. XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos.
- Smith, M. J.; Goodchild, M. F.; Longley, A. P.; 2009. *A comprehensive guide to principles, techniques and software tools*, 3^o Edition.
- Tucci, C. E. M.; 2005. *Modelos Hidrológicos*. ABRH, Editora Universitária UFRGS, Porto Alegre.
- Tramblay, Y.; Bouvier, C.; Ayral, P.-A.; Marchandise, A. ; 2011. *Impact of rainfall spatial distribution on rainfall-runoff modeling efficiency and initial soil moisture conditions estimation*. Natural Hazards and Earth System Science, V. 11, Issue 1, 2011, pp.157-170.
- Viola, M. R.; Mello, C. R.; Pinto, D. B. F.; Mello, J. M.; Ávila, L. F.; 2010. *Métodos de interpolação espacial para o mapeamento da precipitação pluvial*. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 14, n. 9, pp. 970-978.
- Yapo, P. O.; Gupta, H. V.; Sorooschian, S.; 1998. *Multi-objective global optimization for hydrologic models*. Journal of Hydrology, Vol. 204 pp. 83-97.

AVALIAÇÃO DE PARÂMETROS QUALI-QUANTITATIVOS NO RIO MAQUINÉ – RS: IMPORTÂNCIA DO LEVANTAMENTO DE CAMPO

Larissa Soares¹, Nathalya Dala Zen Pires², Maria Cristina de Almeida Silva³, Fernando Mainardi Fan⁴, Marco Antonio Jacomazzi⁵, Maurício Andrades Paixão⁶

1 Prof^ªÁgua/UFRGS, e-mail: larissa.aguaesolo@gmail.com; 2 Prof^ªÁgua/UFRGS, e-mail: nathalya.zen@gmail.com; 3 Prof^ªÁgua/UFRGS, e-mail: maria.almeida@ufrgs.br; 4 Prof^ªÁgua/UFRGS, e-mail: fernando.fan@ufrgs.br; 5 Prof^ªÁgua/UFRGS, e-mail: marcoantonio@rasa.eng.br; 6 Prof^ªÁgua/UFRGS, e-mail: mauricio.paixao@ufrgs.br;

Palavras-chave: medição de vazão, qualidade da água, monitoramento hidrológico

Resumo

A avaliação quali-quantitativa das águas é fundamental para adequada gestão dos usos dos recursos hídricos. Para a manutenção dos serviços ecossistêmicos fornecidos pela água é necessário garantir o uso sustentável do recurso, evitando assim situações de escassez hídrica, sendo em aspectos quantitativos, quando o uso da água supera a disponibilidade de água do corpo hídrico, ou em termos qualitativos, quanto as atividades antrópicas afetam negativamente a qualidade da água impossibilitando seu uso para usos mais restritivos como a preservação e conservação de ambientes naturais. Um dos pontos limitantes para avaliar as características relacionadas a quantidade e qualidade da água é justamente a existência de informações locais. A rede de monitoramento no Brasil ainda possui problemas de disponibilidade de dados em qualidade adequada para garantia de exata interpretação e consolidação dos estudos associados. Sendo assim, o levantamento de dados em campo em complementação a rede de monitoramento existente se torna ferramenta essencial para suprir as lacunas e validar os dados. Este trabalho realizou a análise de dados coletados em campo verificando dados de vazão e qualidade em um ponto de amostragem no rio Maquiné, no Rio Grande do Sul. Foram realizadas medições de vazão por dois métodos, comparando seus resultados de vazão. Além disso, foi realizada amostragem da água do rio, analisando-se os parâmetros de pH, turbidez, Oxigênio Dissolvido (OD) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). Os resultados evidenciaram que ambos os métodos de medição de vazão utilizados são coerentes, quando comparados com os dados da estação fluviométrica da CPRM presente no local. Os dados de qualidade da água amostrados demonstraram que o rio atendeu ao enquadramento apenas para a metade dos parâmetros analisados, entretanto trata-se de uma medição pontual que não caracteriza a qualidade do rio como um todo; para fins do controle ambiental do recurso hídrico, fica clara a necessidade de realizar, ao longo do ano hidrológico, amostragens da qualidade do corpo d'água, associados à estimativa da vazão.

Introdução

A água tem grande valor para a humanidade, sendo essencial para a manutenção da saúde pública, desenvolvimento econômico, recreação e preservação do equilíbrio ecológico. Sua utilização de forma equilibrada entre atividades antrópicas e manutenção de sua funcionalidade ecológica assegura o uso continuado no presente e no futuro (BENETTI, 2003). Para garantir a disponibilidade desse recurso em quantidade e qualidade adequadas para os usos múltiplos, é necessário conhecer as características hidrológicas e de qualidade, para então promover efetiva gestão dos recursos hídricos. Tucci *et al.* (2001) afirmam que as informações hidrometeorológicas e de qualidade da água são fundamentais para o aproveitamento dos recursos hídricos de forma sustentável. A inexistência de informações causa maior incerteza nas decisões, afetando negativamente o uso dos recursos hídricos. Assim, o monitoramento em campo surge como uma ferramenta indispensável para a gestão dos recursos hídricos.

A incerteza em métodos hidrológicos podem introduzir vieses e erros em análises e tomadas de decisão, dentre elas podem ser citadas incertezas relativas à medição, dados derivados, interpolação, escala e gerenciamento de dados. O conhecimento da incerteza permite que o hidrólogo melhore a compreensão do processo, previsões de modelos hidrológicos e decisões de gerenciamento da água (MCMILLAN *et al.* 2018).

Este trabalho tem como objetivo avaliar parâmetros hidrológicos quali-quantitativos coletados em campo para caracterização de ponto amostrado no rio Maquiné, localizado no Rio Grande do Sul. Foram realizadas medições de vazão utilizando dois métodos para comparação dos valores e análise crítica da metodologia mais adequada a situação do corpo hídrico avaliado. Já com relação à qualidade da água, foram coletadas amostras para avaliar as possíveis alterações decorrentes de interferências na qualidade natural dos corpos hídricos.

Material e métodos

A amostragem desse estudo foi realizada no rio Maquiné/RS, inserido na bacia hidrográfica do rio Tramandaí, pertencente, à nível nacional, à região hidrográfica do Atlântico Sul (Figura 1). O ponto amostrado encontra-se à montante da Lagoa dos Quadros, massa d'água que pode ser visualizada no centro do mapa. As medições de campo foram realizadas no âmbito da execução de disciplina do Mestrado Profissional Prof^ªÁgua, sediado na Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Os dados foram coletados em abril de 2023.

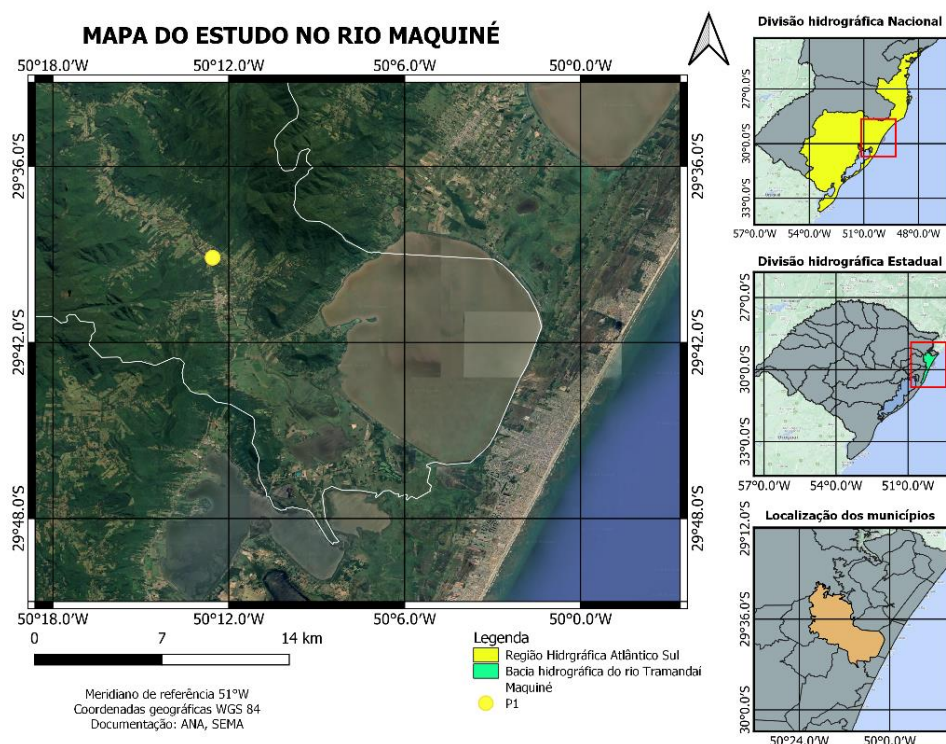


Figura 1: Mapa do ponto de amostragem no rio Maquiné

A medição da vazão no rio Maquiné foi determinada por duas metodologias: micromolinete e ADCP (*Acoustic Doppler Current Profiler*). O local de medição contém uma estação fluviométrica instalada operada pela CPRM. Assim, os valores obtidos a partir das medições em campo foram comparados com a série histórica das medições registradas na estação Maquiné 87317030. A seção de medição foi demarcada com cerca de 44 metros.

O primeiro método utilizado foi o do micromolinete. Foram realizadas medições em seções espaçadas de 2 em 2 metros, totalizando 22 verticais registradas. O molinete hidrométrico utilizado foi calibrado seguindo as determinações da ISO 3455 de 1976. A equação do micromolinete está apresentada abaixo e possui intervalo de medição entre 0,314 a 8,884 rps (Equação 1).

$$V \left(\frac{m}{s} \right) = 0,26185 \cdot N(rps) + 0,00700 \quad (1)$$

Onde: V = Velocidade da seção $\left(\frac{m}{s} \right)$, N = rotações por segundo (rps)

Para medição da velocidade em cada seção, primeiramente foi medida a profundidade, sendo que para profundidades de até 60 cm, a medição da velocidade do fluxo foi realizada a 60 % da profundidade total e para profundidades maiores de 60 cm, a velocidade do fluxo foi medida em 20% e 80% da profundidade total. Na seção selecionada apenas uma das verticais necessitou registro da velocidade em duas profundidades, as demais todas ficaram com profundidade inferior à 60 cm.

Estabelecida a profundidade para cada seção, ajustou-se a hélice do molinete e ligou-se o conta-giros, atentando-se para não obstruir o fluxo da água. O tempo de medição foi de 40 segundos, assim, para obter o valor de rotações por segundo todos os valores contabilizados pelo conta-giros foram divididos por 40. Todas as medições foram registradas em planilha.

Em posse dos dados de profundidade de cada seção e sabendo que sua largura é de 2 metros, foi possível calcular as áreas de cada seção, Conforme Equação 2.

$$As = h * B \quad (2)$$

Onde: As = área da seção (m^2); h = profundidade da seção (m); B = largura da seção (m).

Após calcular a velocidade em cada seção de acordo com a Equação 1, calculou-se a vazão a partir da Equação 3:

$$Q_{seção} = V_{seção} \cdot A_{seção} \quad (3)$$

Onde: $Q_{seção}$ = vazão da seção (m^3/s); $V_{seção}$ = velocidade da seção (m/s); $A_{seção}$ = Área da seção (m^2).

A vazão do rio foi estimada dada pelo somatório das vazões parciais de cada seção (Equação 4).

$$Q = \sum Q_{seção} \quad (4)$$

Para medição da vazão utilizando o ADCP a primeira etapa é a montagem do equipamento. O ADCP utilizado possui prancha flutuante. Após a montagem foi realizada a operação do software River Surveyor para preenchimento das informações prévias ao início da medição. Uma das atividades realizadas durante a validação do software é a calibração da bússola do ADCP. Após concluída todas as etapas solicitadas no software foi iniciada a medição da travessia. Todas as medições foram realizadas em duas travessias. Na medida que o operador do ADCP o deslocava na água (Figura 2), o operador do computador avaliava se a velocidade do barco (ADCP) registrada no software estava menor que a velocidade da água do rio, para garantir adequada medição. Finalizando assim a verificação da vazão.



Figura 2: Medição da vazão no rio Maquiné com método ADCP

Já para a avaliação da qualidade, foi realizada amostragem em campo para posterior análise laboratorial, além disso foram realizadas análises *in loco*. A amostragem seguiu as recomendações da NBR 9898 e NBR 9897.

A amostragem foi realizada próximo ao local de medição da vazão, onde foi coletada amostra suficiente para análises laboratoriais. Após a coleta, as amostras foram armazenadas em caixa térmica e refrigeradas com gelo até que fossem analisadas no dia posterior à amostragem. Além disso, foram feitas análises *in loco*, utilizando sonda multiparâmetros para medição de pH, turbidez e OD.

No frasco coletado, foi realizada a análise de laboratório de DBO_{5,20}. A Demanda Biológica de Oxigênio (DBO) corresponde à quantidade de oxigênio consumida por microrganismos para oxidar biologicamente compostos presentes em uma amostra. A DBO foi realizada utilizando método 5210D, método respirométrico (Oxitop®) do Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012).

Resultados e discussão

A partir das medições realizadas em campo conforme apresentado no capítulo anterior, obteve-se o valor da vazão do rio Maquiné para o ponto amostrado. Os valores de cada vertical realizada foram registrados em planilha para cálculo. A Tabela 1 apresenta as medições realizadas em campo.

Tabela 1: Registro das medições realizadas com o micromolinete.

Vertical	Distância (m)	Profundidade (m)	Rotações		
			20%	60%	80%
1	2	0	-	0	-
2	4	0	-	0	-
3	6	0,17	-	25	-
4	8	0,24	-	35	-
5	10	0,17	-	52	-

Vertical	Distância (m)	Profundidade (m)	Rotações		
			20%	60%	80%
6	12	0,34	-	8	-
7	14	0,32	-	45	-
8	16	0,23	-	36	-
9	18	0,24	-	31	-
10	20	0,26	-	23	-
11	22	0,3	-	23	-
12	24	0,31	-	16	-
13	26	0,3	-	7	-
14	28	0,33	-	11	-
15	30	0,4	-	11	-
16	32	0,4	-	12	-
17	34	0,42	-	13	-
18	36	0,5	-	16	-
19	38	0,57	-	17	-
20	40	0,69	6	0	9
21	42	0,55	-	21	-
22	44	0,19	-	1	-

A partir do número de rotações registrado por vertical obteve-se o valor de velocidade da seção. Ressaltando que o número de rotações apresentado na tabela é referente ao tempo de 40 segundos. Para a única vertical que foi realizada a medição em 20% e 80% da profundidade para cálculo da velocidade considerou-se a média das duas velocidades calculadas, conforme previsto na literatura.

Tabela 2: Resultados obtidos com o micromolinetete.

Vertical	Distância (m)	Profundidade (m)	V (m/s)	Area (m ²)	Q (m ³ /s)
1	2	0	0,00	0,00	0,00
2	4	0	0,00	0,00	0,00
3	6	0,17	0,17	0,34	0,06
4	8	0,24	0,24	0,48	0,11
5	10	0,17	0,35	0,34	0,12
6	12	0,34	0,06	0,68	0,04
7	14	0,32	0,30	0,64	0,19
8	16	0,23	0,24	0,46	0,11
9	18	0,24	0,21	0,48	0,10
10	20	0,26	0,16	0,52	0,08
11	22	0,3	0,16	0,60	0,09
12	24	0,31	0,11	0,62	0,07
13	26	0,3	0,05	0,60	0,03
14	28	0,33	0,08	0,66	0,05
15	30	0,4	0,08	0,80	0,06
16	32	0,4	0,09	0,80	0,07
17	34	0,42	0,09	0,84	0,08
18	36	0,5	0,11	1,00	0,11
19	38	0,57	0,12	1,14	0,13
20	40	0,69	0,08	1,38	0,11
21	42	0,55	0,14	1,10	0,16
22	44	0,19	0,01	0,38	0,01

No Método ADCP, foram realizadas 6 travessias de rio no total. Avaliou-se que em uma das travessias ocorreu um problema na medição que impossibilitou o registro das vazões. As demais travessias registraram valores ao longo da seção. As falhas no registro das vazões estão diretamente associadas a baixa profundidade da seção que impossibilita o pleno funcionamento do equipamento e até mesmo dificulta a operação na água. Como a velocidade da água registrada era muito pequena, manter o ADCP em velocidade inferior também era uma limitação na utilização do equipamento. A Tabela 3 apresenta o resumo dos resultados obtidos com o ADCP. A vazão obtida foi de 1,843 m³/s, com desvio padrão de 0,204 m³/s e coeficiente de variação de 11%. A Figura 3 apresenta os dados gerados no software da travessia 5.

Tabela 3: Resultados obtidos com o ADCP.

Travessia	Margem Inicial	Vazão total (m ³ /s)	Vazão medida (m ³ /s)	Área medida (m ²)	Velocidade (m/s)
1	Direita	1,475	0,59	15,1	0,089
2	Esquerda	1,784	0,83	17,92	0,1
3	Direita	1,972	0,87	16,87	0,117
4	Esquerda	2,029	0,95	17,96	0,116
5	Direita	1,977	0,91	17,56	0,113
6	Esquerda	1,819	0,89	18,97	0,101

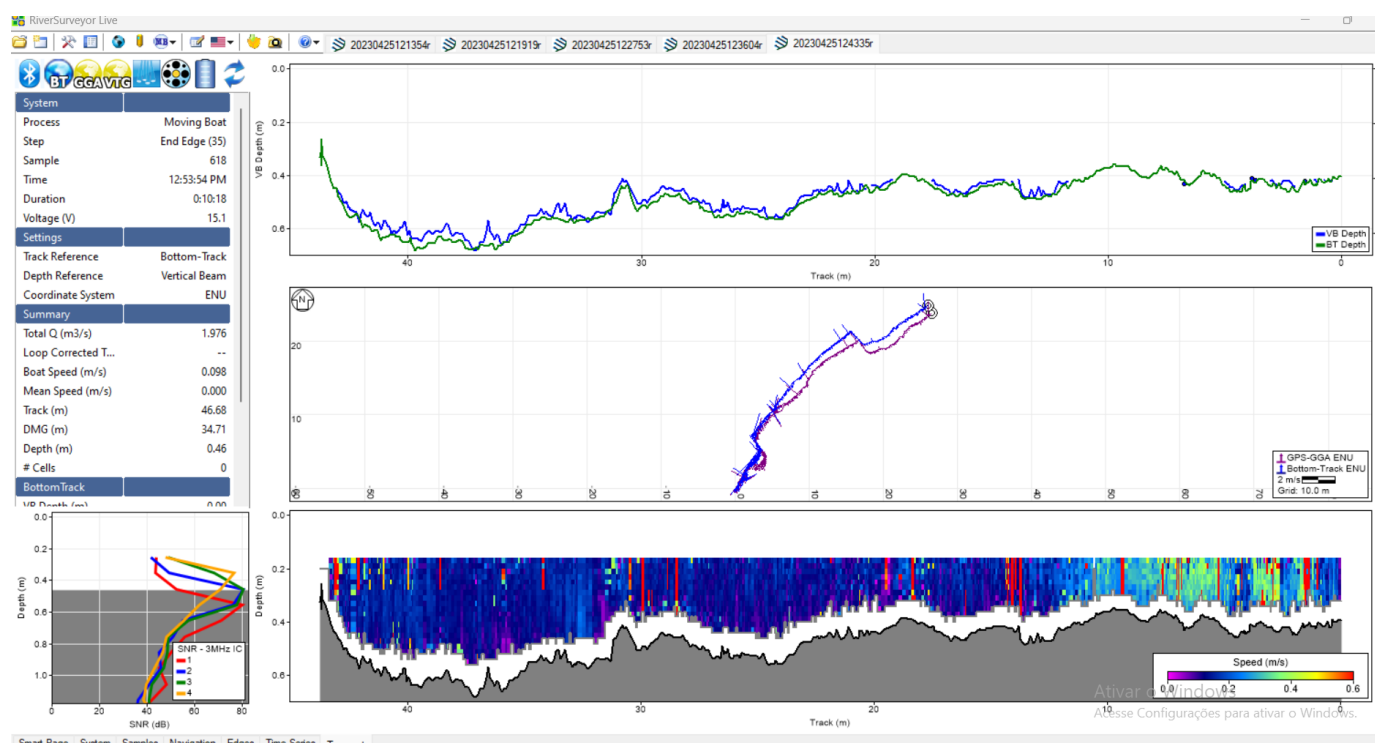


Figura 3: Travessia 4 no rio Maquiné utilizando o método ADCP

Para avaliar os valores gerados pelas duas metodologias de medição realizadas em campo, utilizou-se a série histórica da estação fluviométrica Maquiné 87317030 da CPRM. Os dados foram obtidos a partir do banco de dados da Agência Nacional de Água e Saneamento (ANA). A Figura 4 apresenta a disponibilidade de dados da série de dados avaliada. Conforme apresentado na Figura 5, os valores calculados em campo ficaram próximo ao valor equivalente à Q90, compatível com a baixa lâmina d'água registrada no dia da medição.

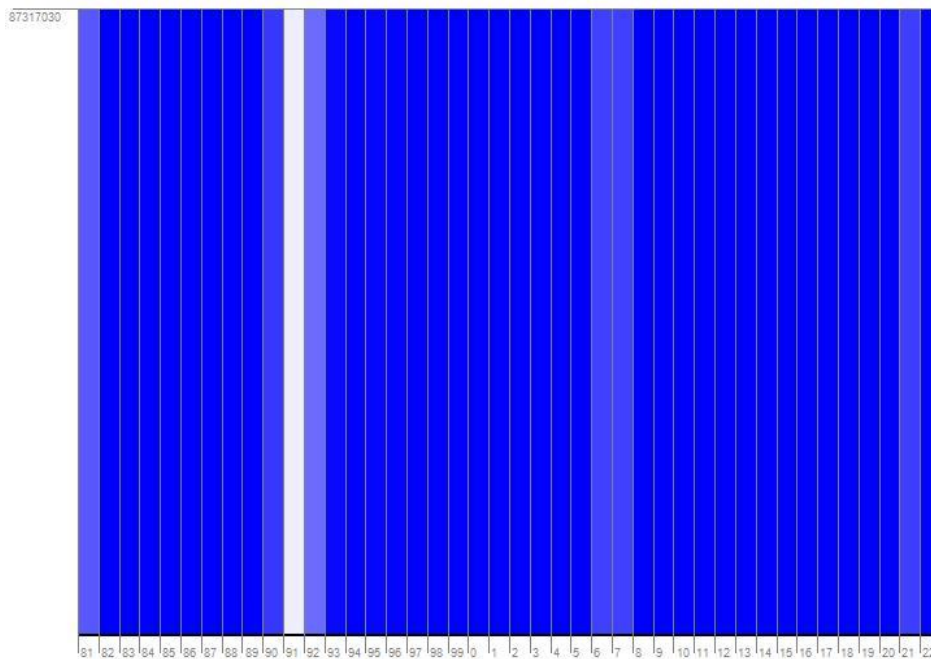


Figura 4: Disponibilidade de dados da estação fluviométrica Maquiné

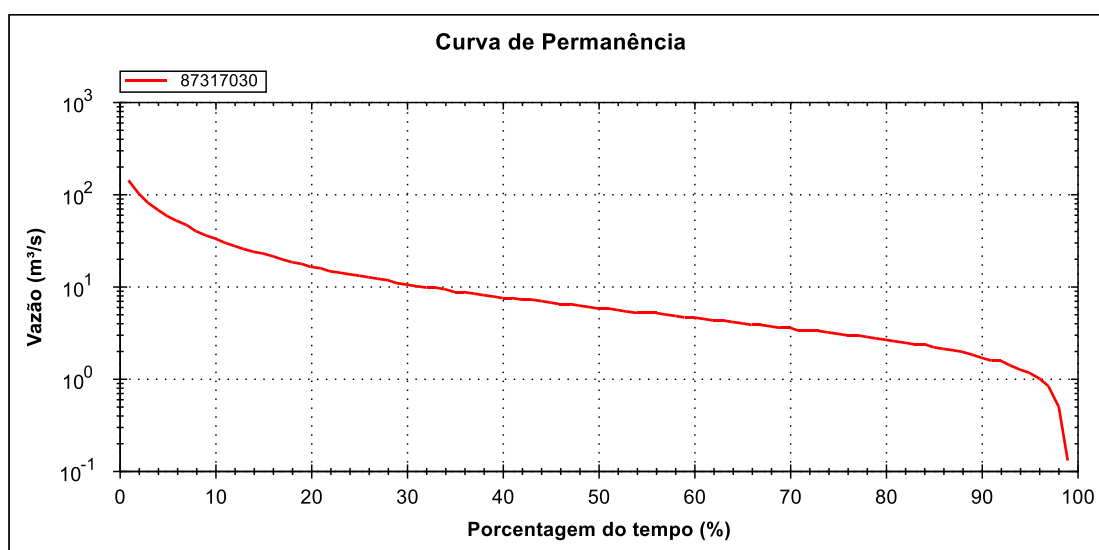


Figura 5: Curva de permanência da estação fluviométrica.

O ponto analisado no rio Maquiné, está inserido na bacia do rio Tramandaí. Conforme Resolução CRH 50/08 e plano de bacia do rio Tramandaí, suas águas são enquadradas como Classe 1 (Resolução CONAMA 357/05) segundo definido pelo enquadramento dos corpos hídricos da bacia. A Tabela 4 apresenta uma comparação dos resultados dos pontos com o estabelecido como limite na Resolução CONAMA 357/05 para a Classe 1. Percebe-se que dois dos quatro parâmetros avaliados apresentaram resultados com inconformidade comparado ao previsto no enquadramento.

Tabela 4: Comparação com Resolução CONAMA 357/05

Parâmetro	Classe 1 CONAMA 357/05	P1
pH	6,0 – 9,0	5,50
Turbidez (NTU)	40	0,1
OD (mg/L)	6	9,37
DBO _{5,20} (mg/L)	3	5,0

Por apresentar uma estação de qualidade de água junto à estação fluviométrica 87317030, foi possível comparar os dados dos parâmetros analisados: pH (46 dados), turbidez (24 dados) e OD (42 dados), registros na estação entre junho de 2006 e julho de 2022.

Tabela 5: Comparação dos dados amostrados com estação de qualidade 87317030

Parâmetro	Estação 87317030	P1
pH	7,38	5,50
Condutividade (mS/cm)	44,98	52
Turbidez (NTU)	10,36	0,1
OD (mg/L)	9,41	9,37

A divergência dos dados pode estar relacionada com a calibração dos equipamentos, metodologias utilizadas e à sazonalidade das vazões, que influencia nas concentrações dos parâmetros analisados.

Considerações finais

Avaliando os resultados obtidos com os levantamentos realizados em campo, pode-se concluir que:

Parâmetros quantitativos:

- Os dois métodos de medição de vazão apresentaram valores coerentes para a situação encontrada em campo, porém conclui-se que o método do micromolinete é o método mais adequado para medição de vazão na seção avaliada graças a baixa altura da lâmina d'água que impossibilita o pleno funcionamento do ADCP, porém em período de altas vazões o ADCP seria mais adequado;
- Os valores obtidos se aproximam da Q90 registrada na estação fluviométrica, ou seja, o período de baixa vazão na seção do rio Maquiné avaliada;
- As vazões registradas foram baixas, porém a altura da lâmina já estava próxima à cota da ponte localizada na seção, ou seja, possivelmente em épocas de cheia o rio ultrapassa a altura da ponte e impossibilita o tráfego de carros no local.

Parâmetros qualitativos:

- Os dados de qualidade da água apresentam para o ponto analisado no rio Maquiné, em metade dos parâmetros avaliados, situação de inconformidade segundo padrões estabelecidos na resolução CONAMA 357/2005 comparando com o enquadramento proposto no Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do rio Tramandaí;
- As inconformidades apresentadas podem significar alguma alteração na qualidade prevista para o corpo hídrico avaliado, porém, cabe ressaltar, que os dados coletados em campo retratam diretamente a situação instantânea encontrada no momento da medição, que pode não ser representativa da realidade global da qualidade da água no ponto amostrado.

Todos os métodos de medição em campo possuem incertezas que devem ser ponderadas na escolha das metodologias na etapa de planejamento dos levantamentos. Deve-se avaliar as características do corpo hídrico para selecionar método mais adequado, e além disso, após a realização da medição caberá ao técnico responsável analisar criticamente os resultados levantados para assim, definir as possibilidades de utilização dos dados. O monitoramento permanente da qualidade da água dos corpos hídricos, associado à estimativa da vazão, é fundamental para avaliação de alterações ao longo do ano hidrológico e se a qualidade encontrada durante as campanhas em campo atende ao enquadramento previsto, garantindo assim, a efetividade da gestão de recursos hídricos.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, agradecemos também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - Prof.Água, Projeto CAPES/ANA AUXPE N°. 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

Referências Bibliográficas

APHA. American Public Healthly Association. 2017. *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater 23rd*.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. 1995. ABNT NBR 13403: Medição de vazão em efluentes líquidos e corpos receptores - Escoamento livre. Rio de Janeiro. Disponível em: <https://www.cff.org.br/sistemas/geral/revista/pdf/77/i02-qualidademicro.pdf>

BENETTI, Antônio Domingues; LANNA, Antônio Eduardo Leão; COBALCHINI, Maria Saete. Metodologias para determinação de vazões ecológicas em rios. Rbrh: revista brasileira de recursos hídricos. Porto Alegre, RS: ABRH. Vol. 8, n. 2 (abr./jun. 2003), p. 149-160, 2003.

BRASIL. 2005. **Resolução CONAMA n° 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>.

MCMILLAN, Hilary K.; WESTERBERG, Ida K.; KRUEGER, Tobias Krueger. Hydrological data uncertainty and its implications.

TUCCI, Carlos E. M.; HESPANHOL, Ivanildo; NETTO, Oscar de M. Cordeiro. Gestão da Água no Brasil. Brasília: UNESCO, 2001. 156p. Disponível em: http://r1.ufrrj.br/lmbh/pdf/Outras%20publicacoes/LMBH_gestao_da_agua_no_Brasil.pdf.

URBANIZAÇÃO COMO CONDICIONANTE DA QUALIDADE DA ÁGUA DE DOIS SANGRADOUROS NO LITORAL NORTE DO RS

1Ester Wolff Loitzenbauer, 2Lisiane Acosta Ramos, 3Caroline Folchini Machado

1Universidade Estadual do Rio Grande do Sul, e-mail: ester-loitzenbauer@uergs.edu.br; 2Universidade Estadual do Rio Grande do Sul, e-mail: lisiane-ramos@uergs.edu.br; 3Universidade Estadual do Rio Grande do Sul, e-mail: carolinefol.machado@gmail.com

Palavras-chave: Bacia Hidrográfica do Rio Tramandaí; efluentes domésticos, zona costeira.

Resumo

O litoral do RS, ao longo dos seus 653 km, possui poucas drenagens significantes, o que se observa, entretanto são numerosos cursos d'água denominados sangradouros, escoando às águas pluviais coletadas em depressões e banhados entre os cordões de dunas. Alguns estudos foram feitos relacionados a qualidade de água de sangradouros, no Litoral Sul, na praia do Cassino, e no Litoral Norte, em Cidreira e Tramandaí. Esses estudos demonstram a susceptibilidade dos sangradouros aos lançamentos de efluentes domésticos, sejam por fontes pontuais ou por contribuição do lençol freático raso. O Litoral Norte é uma região com intenso crescimento no RS, o que implica em maior vulnerabilidade aos sangradouros. Este trabalho vem analisar dois sangradouros no município de Capão da Canoa, um localizado no centro do município, numa região urbanizada, e outro num balneário mais afastado denominado Arroio Teixeira, com pouca urbanização no entorno. Foram analisados temperatura da água e do ar, pH, condutividade, salinidade, sólidos totais dissolvidos (STD), oxigênio dissolvido (OD), nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato, além da velocidade do vento e da sazonalidade. Foram realizadas análises estatísticas de correlação e significância, além de comparação dos dados com a Res. CONAMA 357/2005. Os valores dos parâmetros estiveram dentro do previsto para classe 1, com exceção do nitrato em um ponto no sangradouro 1 (S1), que esteve acima do limite de 10 mg/L previsto para as classes 1, 2 e 3. O oxigênio variou bastante, chegando a valores bem baixos, mesmo no sangradouro 2 (S2), localizado em região pouco urbanizada. Contudo, todos os outros parâmetros apresentaram valores mais altos em S1, comparados com sangradouro 2 (S2). Acredita-se que a dinâmica do oxigênio nos sangradouros está associada a processos naturais, especialmente os fortes ventos da região. Além disso, os valores da legislação são muito tolerantes e não permitem uma diferenciação entre um ambiente sob influência da urbanização e outro localizado com menos.

Introdução

A costa do RS é original em sua geomorfologia, sendo quase que totalmente exposta (com exceção das formações rochosas de Torres) (CALLIARI, 1998) e possui poucas descargas fluvio-lagunares importantes (FIGUEIREDO, CALLIARI, 2006) ao longo de 653 km. O que se observa, entretanto, são numerosos cursos d'água denominados sangradouros (*washouts*) que fazem parte da drenagem da planície costeira, escoando às águas pluviais coletadas em depressões e banhados entre os cordões de dunas, atrás das dunas frontais.

A grade maioria das pesquisas em sangradouros no RS estão relacionadas com geomorfologia e dinâmica de praia, e associam os sangradouros à erosão, ao transporte e à deposição dos sedimentos advindos das áreas alagadas localizadas no pós-duna, modificando a face praial (FIGUEIREDO, CALLIARI, 2006; MARTINS, 2017). Poucos são os estudos do ponto de vista biológico ou hidrológico.

O estudo pioneiro se ateve às espécies de peixes em sangradouros no RS, sendo realizado em 2013 ao sul do balneário Cassino, em Rio Grande, RS (BASTOS; CONDINI, 2013). Neste estudo, os autores identificaram que os sangradouros são ambientes transicionais (ecótonos) entre ecossistemas costeiros e marinhos e que apresentam uma fauna piscívora diversa, composta por peixes de água doce e por espécies estuarinas-marinhas (BASTOS; CONDINI, 2013). Já Borges (2020) analisou a ictiofauna e a dinâmica da salinidade em dois sangradouros do município de Xangri-lá, e observou que os sangradouros apresentaram água doce em todas as amostragens. Contudo, a ictiofauna representou um ambiente transicional, apresentando espécies de água doce e estuarinas.

Com relação a qualidade de água, três estudos foram feitos: um em Rio Grande, Litoral Sul do estado (BAUMGARTEN et al., 2007); outro entre Cidreira e Tramandaí; no Litoral Norte (AGOSTINI et al., 2013); e outro no município de Cidreira, Litoral Norte (FERRI, 2012), além de um quarto que objetivou estudar a distribuição de elementos traço para caracterização dos fluxos de água subterrânea (DA SILVA, 2015).

De acordo com o Censo de 2022 (IBGE, 2022), o municípios do Litoral Norte continuam a apresentar forte tendência de crescimento, com alguns como Xangri-lá, Arroio do Sal e Capão da Canoa com mais de 1,5% ao ano. A crescente urbanização aumenta a demanda por esgotamento sanitário, que não é atendida a tempo pelo poder público. Grande parte dos efluentes domésticos acabam indo para fossas sépticas, contudo a manutenção nem sempre é realizada com frequência. Além disso, o lençol freático é superficial na região, não sendo apropriado para esse tipo de tratamento de efluentes domésticos. Neste contexto, os sangradouros podem estar sendo contaminados diretamente por canalização de efluentes domésticos ou estarem sendo recarregados pelo lençol freático saturado com os efluentes das fossas sépticas precárias. Esses sangradouros deságuam na praia, comprometendo a balneabilidade. Além disso, a ecológica dos sangradouros depende da manutenção da qualidade de água apropriada.

Outra problemática relacionada aos sangradouros é como integrá-los à paisagem urbana dos balneários. Em alguns municípios eles são canalizados e fechados, onde só se observa a presença deles quando deságuam na praia. Nestes casos, a qualidade de água só tende a piorar.

Este trabalho visa analisar a qualidade de água de dois sangradouros no Litoral Norte do RS, um numa zona urbanizada e outro numa região com menor interferência urbana nas quatro estações do ano. A hipótese é que a urbanização compromete a qualidade de água dos sangradouros, especialmente no verão, onde a disponibilidade hídrica é menor e quando há um aumento significativo da população devido ao veraneio.

Material e Métodos

Área de Estudo

O Litoral Norte do RS compreende a bacia do rio Mampituba e a hidrográfica do Rio Tramandaí, onde o município de Capão da Canoa se localiza (Figura 1).

A Bacia Hidrográfica do Rio Tramandaí pode ser dividida em três setores topográficos com diferentes características ambientais, sendo eles as porções das cabeceiras, junto às nascentes das sub-bacias dos rios Três Forquilhas e Maquiné; o setor intermediário seria caracterizado pela encosta do planalto sul riograndense, sendo a região de maior vazão dos rios tributários. E, por fim a porção mais baixa da bacia, que é caracterizada pelo rosário de lagoas interligadas, pelo estuário e pelas drenagens de áreas úmidas junto aos pós-duna (CASTRO; MELLO, 2013). Essa porção é representada pelo maior tempo de residência das águas na bacia, onde o lençol freático se encontra aflorante (BASTOS, 2012).

As chuvas no Litoral Norte do RS apresentam distribuição ampla ao longo do ano, com média de cerca de 1300 mm. Na planície costeira o vento dominante tem orientação NE-SO, com maiores intensidades nos meses de primavera e verão quando da migração da alta do Atlântico Sul para latitudes maiores. O vento secundário W-SW torna-se mais importante nos meses de outono-inverno. O regime de marés é do micro maré, dominada por ondas e marés semi diurnas com um alcance médio de cerca de 0,5 m. A região é afetada por ondas de SE que direcionam o transporte de sedimentos a norte (TOMAZZELI *et al.*, 2000). Além da ação *swell*, ondas do mar de E e NE e ondas de tempestades episódicas de E e SE controlam os processos de erosão e deposição ao longo da costa.

Não há nenhum curso de água doce significativo no município que deságua no oceano, apenas a presença dos sangradouros. Na região, os sangradouros são mais frequentes e de maior vazão no inverno e menores e em menor quantidade no inverno (FIGUEIREDO; CALLIARI, 2006).

No município de Capão da Canoa, 19,4% dos domicílios urbanos estão ligados a rede geral de esgotos ou à rede pluvial e 79,8% dispõem seus esgotos em fossas sépticas ou rudimentares (IBGE, 2010). As ETES do município dispõem seus efluentes tratados em valas de infiltração no solo. Então tem-se um perfil de intensa pressão de efluentes sobre o solo e subsolo.

A gestão dos sangradouros cabe principalmente ao poder público municipal, mas também conta com as diretrizes estabelecidas pelo estado do RS.

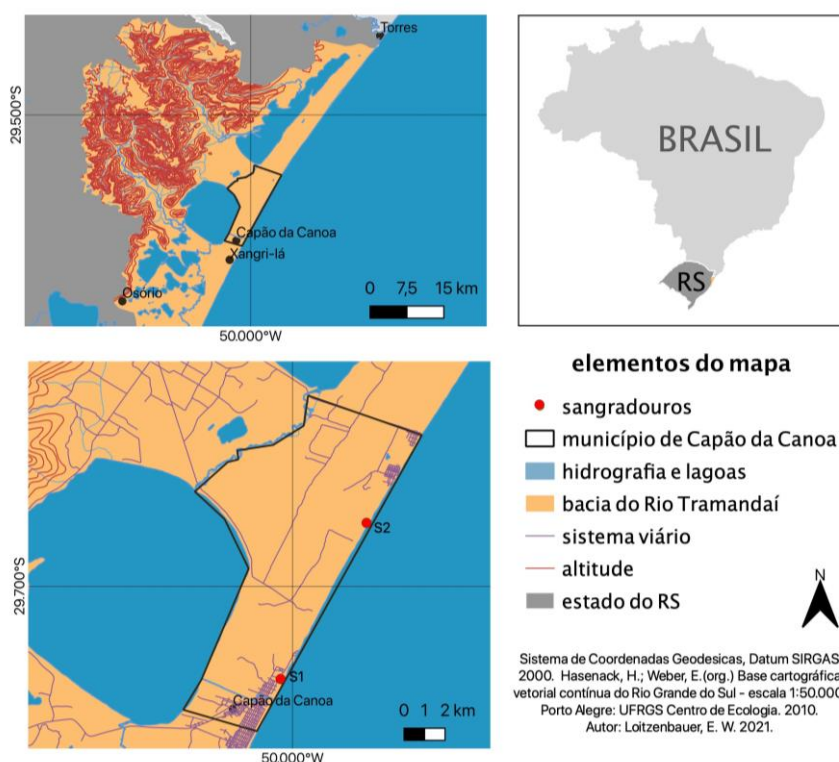


Figura 1: Localização da área de estudo no estado do RS e no Brasil.

Coletas e obtenção de dados

Uma vez por estação do ano, de agosto de 2020 a março de 2023, foram realizadas saídas de campo para os dois sangradouros estudados. Em cada sangradouro, foi medido data, hora e temperatura do ar, com termômetro comum. Através de medidores automáticos, devidamente calibrados, foram medidas de condutividade, salinidade, Sólidos Totais Dissolvidos (STD), temperatura da água, pH e oxigênio.

Foram coletadas amostras de água, duas no primeiro sangradouro, e um no segundo (menos urbanizado). As amostras foram mantidas em caixa de isopor com gelo e posteriormente refrigeradas até o momento das análises (no máximo 12 horas após a coleta), no laboratório de química da Uergs. As análises feitas foram: nitrito e nitrato pelo método NTD (Standart Methods, 2012a) e nitrogênio amoniacal, método azul de indofenol (Standart Methods, 2017, NBR 10560). Posteriormente as amostras foram lidas através de fotocolorímetro.

Dados de velocidade do vento foram obtidos para o dia e hora da coleta através do site do INMET (INMET, 2023), na estação automática de Torres, RS, a mais próxima do local com dados de vento.

Análises dos dados

Os resultados dos parâmetros de qualidade de água foram tabulados, feitos gráficos e comparados com a resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005), de forma a ponderar se os valores são aceitáveis ou não.

Além disso, foram analisados utilizando o software Excel®, onde foram realizadas análises de correlação e da significância estatística. Além dos parâmetros mencionados, foi incluído um item chamado de *sazonalidade*, visando identificar diferenças entre o período de veraneio (com aumento da população na região) do resto do ano. Definiu-se veraneio os meses de dezembro, janeiro, fevereiro e março.

Resultados e Discussão

Os dados de qualidade de água dos dois sangradouros estudados estão apresentados na Figura 2.

Os sangradouros não estão enquadrados em nenhuma classe de acordo com o uso considerando a Res. CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005). Logo, são apresentados os limites em que cada sangradouro se enquadra em função dos resultados dos parâmetros de qualidade de água.

A temperatura da água variou sazonalmente, no sentido de menores temperaturas no inverno e maiores no verão conforme o esperado, tanto para S1 como para S2. Sendo que a temperatura da água variou entre 18,8°C e 29,9°C para S1 e 16,7°C a 30,5°C para S2.

O principal parâmetro que compromete a qualidade de água nos dois sangradouros é o OD, em virtude de afetar a biota que consegue sobreviver no ambiente aquático, mostrando valores para classe 4 (acima de 2 mg/L), mesmo para o sangradouro 2. Os limites para classe 1 é acima de 6 mg/L, classe 2 é acima de 5 mg/L e classe 3 acima de 4mg/L. OD variou de 3,75 a 9,05 mg/L no S1 e entre 3,75 e 7,32 mg/L no S2.

No sangradouro 2, o pH variou de 4,82 a 7,3, atingindo valores abaixo do limite 6,0 do CONAMA 357. No sangradouro 1, houve variação 5,28 a 7,55. Observa-se valores maiores para o S1, podendo estar associado a despejos de produtos de limpeza domésticos, que, geralmente, possuem pH mais alcalinos (especialmente sabão em pó – entre 10,0 e 11,0 e água sanitária – entre 12,0 e 13,0). Ferri (2012) encontrou valores de pH mais ácidos em sangradouros, e especialmente em época de chuva, apontando para uma possível característica natural dos sangradouros de ter um pH levemente ácido.

A salinidade e condutividade apresentaram padrão semelhante, o que era esperado em virtude de serem derivadas uma da outra. Para S1, a salinidade variou de 0,02 a 0,21 e a condutividade de 94,7 a 482,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Para S2, a salinidade variou de 0,11 a 0,29 e a condutividade de 247,1 a 647 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Interessante que os picos de salinidade e condutividade coincidiram nas datas para os dois sangradouros, o que pode estar relacionado com o regime hídrico, sendo o S2 sempre com valores menores.

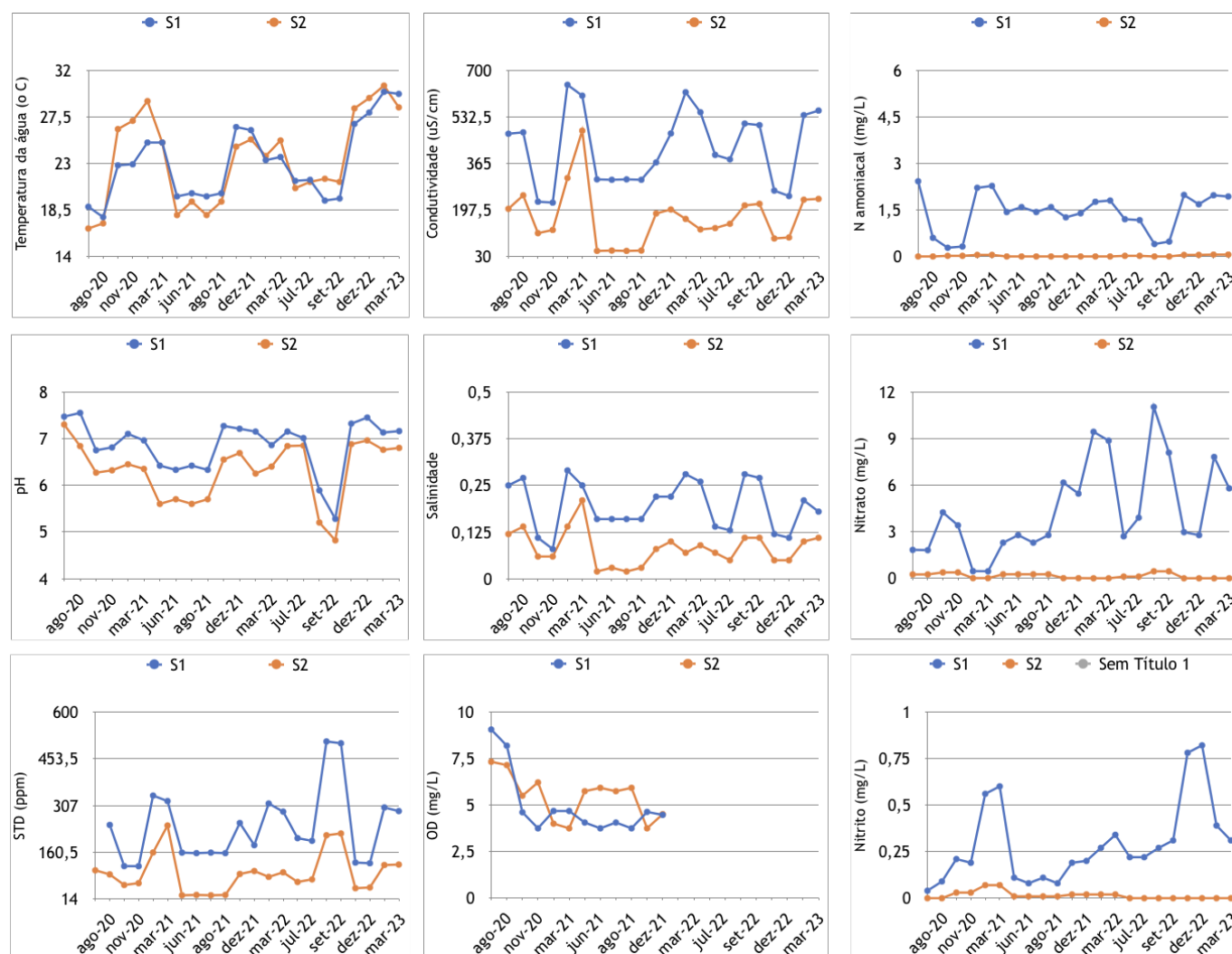


Figura 2: Gráficos dos parâmetros de qualidade de água para os dois sangradouros estudados (S1, sangradouro localizado no centro de Capão da Canoa; e S2, sangradouro localizado em Arroio Teixeira).

Para os nutrientes, nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal, os valores para o S1 foram bem maiores do que para S2, mesmo que para nitrito e nitrogênio amoniacal ambos os sangradouros estiveram dentro dos limites do CONAMA 357. O nitrogênio amoniacal variou entre 0,4 e 2,42 em S1 e entre 0 a 0,06 em S2, se mantendo dentro do limite para a classe 1, de 3,7 mg/L (para pH > 7,5). O nitrito variou entre 0,04 a 0,82 mg/L no S1 e entre 0 e 0,07 mg/L em S2, sendo que todos estiveram dentro do limite da classe 1, 2 e 3 de 1 mg/L. O nitrato variou entre 0,45 e 11,03 entre 0 e 0,45 mg/L em S2, sendo o limite abaixo de 10 para classes 1, 2 e 3. Nota-se valor consideravelmente mais altos em S1, mesmo que apenas em uma análise os valores estiveram acima dos limites da classe, e especificamente para nitrato.

Observa-se claramente na Figura 2 que S1, localizado em na região mais urbanizada, apresentou índices maiores dos parâmetros que podem ter relação com o lançamento de efluentes domésticos, caracterizados por elevada carga orgânica e nutrientes (nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal, salinidade, condutividade e STD). Baumgarten et al. (2007) também observaram influência de efluentes domésticos aumentando as concentrações de nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal, passíveis de causar eutrofização dos corpos hídricos, porém abaixo dos limites da legislação e apontaram para limites muito tolerantes. Neste caso, vemos que a referida resolução do CONAMA não ajuda para fornecer uma base para o controle da poluição das águas nos sangradouros.

O oxigênio dissolvido (OD) não apresentou valores inferiores no sangradouro localizado na região mais urbanizada, mas houve uma variação em que em algumas saídas, onde ora o S1 apresentava maiores valores e ora o S2, mesmo que na maioria das amostragens S2 tem teores mais elevados de OD. Entendemos que isso pode ser efeito do vento, que é muito significativo como condicionante do OD na água, já que os sangradouros são corpos hídricos muito rasos e a região apresenta ventos consideráveis (CASTRO; DA ROCHA, 2016).

A Figura 3 apresenta os valores do coeficiente de correlação de Pearson e a significância estatística para os dados analisados, além do item sazonalidade e velocidade do vento.

Coeficiente de correlação de Pearson

	Temp. Água	Temp. Ar	pH	Condutividade	Salinidade	STD	OD	N amoniacal	Nitrato	Nitrito	Sazonalidade	Velocidade do Vento
Temp. Água	X	0,813	0,337	0,107	-0,024	0,008	-0,514	0,341	0,045	0,368	0,795	-0,068
Temp. Ar	0,000	X	0,294	0,232	0,075	0,152	-0,620	0,211	0,182	0,329	0,840	-0,361
pH	0,030	0,050	X	0,385	0,324	0,023	0,276	0,352	0,067	0,384	0,413	-0,157
Condutividade	0,490	0,130	0,010	X	0,951	0,874	-0,067	0,548	0,623	0,502	0,289	-0,428
Salinidade	0,880	0,630	0,030	0,000	X	0,474	0,016	0,161	0,413	0,367	-0,029	-0,262
STD	0,960	0,330	0,880	0,000	0,000	X	-0,258	0,300	0,728	0,421	0,129	-0,428
OD	0,000	0,000	0,070	0,660	0,920	0,090	X	-0,150	-0,227	-0,244	-0,438	0,401
N amoniacal	0,020	0,170	0,020	0,000	0,300	0,050	0,330	X	0,157	0,422	0,389	-0,308
Nitrato	0,770	0,240	0,660	0,000	0,010	0,000	0,140	0,310	X	0,348	0,101	-0,269
Nitrito	0,010	0,030	0,010	0,000	0,010	0,000	0,000	0,000	0,020	X	0,445	-0,485
Sazonalidade	0,000	0,000	0,010	0,060	0,850	0,400	0,010	0,010	0,520	0,000	X	-0,240
Velocidade do Vento	0,660	0,020	0,310	0,000	0,090	0,000	0,000	0,040	0,080	0,000	0,120	X

Significância estatística

Figura 3: coeficientes de correlação de Pearson e significância estatística para os dados de qualidade de água dos dois sangradouros estudados. Em verde as correlações fortes, amarelo as correlações fracas e em azul as relações que possuem significância estatística maior do que 95%.

Observa-se uma correlação forte entre a temperatura da água e a temperatura do ar (0,813, 0,000), entre a salinidade e a condutividade (0,951, 0,000), entre STD e condutividade (0,875, 0,000), entre STD e nitrato (0,728, 0,000) e entre sazonalidade e temperatura do ar (0,795, 0,000) e da água (0,840, 0,000). Esses valores indicam a conexão entre os dois fatores, onde um condiciona direta e fortemente o outro.

Há correlação entre o OD e a temperatura do ar (-0,610, 0,000) e da água (-0,514, 0,000), o que é de se esperar já que com aumento da temperatura, menos OD consegue se dissolver na água. Também há correlação entre a condutividade com as três formas de nitrogênio analisadas: nitrogênio amoniacal (0,548, 0,000), nitrato (0,623, 0,000) e nitrito (0,502, 0,000). O nitrato ainda se relaciona com a salinidade (0,413, 0,010) e o nitrito com os STD (0,421, 0,000) e com o nitrogênio amoniacal (0,422, 0,000). A relação entre o nitrogênio amoniacal e nitrito se justifica pois são as frações de nitrogênio associada a poluição mais recente (Von Sperling, 2006), sendo que o nitrogênio amoniacal é oxidado a nitrito.

O nitrato apresentou correlação forte com os STD. O nitrito e nitrogênio amoniacal apresentaram correlação significativa, esse fato está relacionado a principal fonte de nitrogênio sendo os efluentes não tratados, com elevada carga orgânica. O aporte de nitrogênio amoniacal pela poluição recente aumenta a concentração de nitrito, o que foi observado por Baumgarten et al. (2007) em sangradouros da Praia do Cassino, RS.

A sazonalidade se relacionou com o pH positivamente (0,413, 0,000), com o OD negativamente (-0,438, 0,010), representando o efeito da temperatura da água que diminui a solubilidade em água do OD (Von Sperling, 2006) e com o nitrito (0,445, 0,000), o que pode ser efeito do aumento da população durante o verão. Como a poluição recente por efluentes domésticos está associada ao nitrogênio amoniacal, que se oxida a nitrito, o processo de nitrificação deve ocorrer rapidamente.

A velocidade do vento se relacionou com a condutividade (-0,428, 0,000), com o OD (0,401, 0,000), com STD (-0,428, 0,000) e com o nitrito (-0,485, 0,000). O efeito do vento é frequentemente o principal fator responsável pela introdução de oxigênio no meio líquido (Von Sperling, 2006), e ainda mais em um corpo raso como os sangradouros localizado numa região com ventos intensos (Carmargo Schubert; Eletrosul, 2014).

Comentários finais

A partir dos gráficos gerados, observa-se a diferença na qualidade de água no ambiente mais urbanizado (S1) em comparação com S2. S1 possui valores maiores de parâmetros que indicam influência de efluentes domésticos, como maior concentração de nutrientes, e maior concentração de sólidos em suspensão (STD) e condutividade. Contudo, se compararmos os resultados com a resolução do CONAMA 357/2005, os valores não foram eficientes na indicação de contaminação. Acredita-se que a legislação estabeleça limites muito tolerantes e que não são adequados para a gestão dos sangradouros.

O oxigênio foi o único parâmetro que mostrou valores com forte distância dos limites da resolução, mas apresentou valores mais baixos para o S2, que tem valores mais baixos de nutrientes e STD. Isto indica que o consumo de OD está relacionado com outras condicionantes, possivelmente naturais, e especialmente o vento. Pouco se sabe sobre as condições naturais dos sangradouros, mas aqui há uma indicação de que a variação grande do OD pode estar associada a outros fatores que não o aporte de efluentes ricos em matéria orgânica.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer ao CNPq pela bolsa de iniciação científica.

Referências Bibliográficas

Agostini, V. O.; de Moraes, L. P.; Boeira, J. M. 2013. Avaliação da qualidade de água de sangradouros do litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil e a sua relação com a fauna bentônica de praias arenosas. Revista Biociências, v. 19, n. 2.

- Bastos, R. F. 2012. Composição, abundância e diversidade da ictiofauna de sangradouros litorâneos: influência do gradiente límico-marinho e variações sazonais. Dissertação de Mestrado da FURG. Rio Grande.
- Bastos, R. F.; Condini, M. V. 2013. Scientific Note Fish species list of coastal streams in southern Brazil, with notes on austral distribution limits of marine and freshwater endangered species. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, v. 8, n. 4, p. 347-351.
- Baumgarten, Maria da Graça Zepka et al. 2007. Praia do Cassino (Rio Grande–RS): qualidade da água dos sangradouros da área central–antes (2003) e depois (2005) da instalação da estação de tratamento de esgotos (ETE). *Cadernos de Ecologia Aquática*. Vol. 2 (1): 1-12, jan-jul.
- Borges, F. F. 2020. Sangradouros como microssistemas estuarinos: a ictiofauna como indicadora, litoral norte do Rio Grande do Sul-Brasil. Trabalho de Conclusão de Curso, UERGS Litoral Norte. Disponível em: <https://repositorio.uergs.edu.br/xmlui/handle/123456789/1813>. Acesso em 26 Mai. 2023.
- Calliari, L. J. Características Geológicas. 1998. Em: Seeliger, U.; Odebrecht, C.; Castello, J. P. (Org.) *Ecosistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil*. Editora Ecoscientia.
- BRASIL, 2005. Resolução CONAMA No 357, de 17 de março de 2005, dispõem sobre a classificação de água e diretrizes ambientais (...). Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_classificacao_corpos_agu_a_rtfda_altrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf Acesso em: 05 Jul 2023.
- Castro, D. de; Mello, R. S. P. (Orgs). 2013. *Atlas Ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Tramandaí*. Porto Alegre: Ed. Via Sapiens.
- Castro, D.; Da Rocha, C. M. 2016. *Qualidade das águas da Bacia Hidrográfica do Rio Tramandaí*. 1a ed. Porto Alegre: Via Sapiens.
- Carmargo Schubert, Eng. Assoc.; Eletrosul, S.A. 2014. *Atlas eólico: Rio Grande do Sul*. Porto Alegre : SDPI : AGDI, 116 p. Disponível em: <https://drive.google.com/file/d/1ooYIZnRao89SE7Agz6NVR3JkJmrzRgp2/view> Acesso em 7 Jul 2023.
- Ferri, P.L.F. 2012. Análise da qualidade de água proveniente de sangradouros localizados no Município de Cidreira-Litoral Norte do Rio Grande do Sul. Monografia de conclusão de curso. UFRGS.
- Figueiredo, S.A. de; Calliari, L. J. 2006. Washouts in the central and northern littoral of Rio Grande do Sul state, Brazil: distribution and implications. *Journal of Coastal Research*, SI, v. 39, p. 366-370.
- IBGE. 2022. *Panorama Censo 2022*. Mapas. Disponível em: <https://censo2022.ibge.gov.br/panorama/mapas.html> Acesso: 5 Jul 2023.
- Martins, A. L. G. 2017. Sangradouros em praias arenosas: estrutura da macrofauna, morfodinâmica e impactos. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, Centro de Estudos do Mar, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná. Pontal do Paraná/PR.
- NBR 10560 – Águas – Determinação de Nitrogênio Amoniacal – Métodos de Nesslerização, Fenato e Titulométrico.
- Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater. 2012a 22o Ed.. 4500 B. 4-120. Método N-(1-naftil)-etilenodiamina.
- Stardard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 2017. 23o ed. 4500 Phenate Method.
- Da Silva, C. A. B. 2015. Distribuição de Elementos Traço na Água Subterrânea e Superficial Costeira e Fluxos Provenientes dos Sangradouros no Litoral Sul do Rio Grande do Sul. Dissertação de Mestrado, PPGQTA, Furg, Rio Grande, RS. Disponível em: <https://sistemas.furg.br/sistemas/sab/arquivos/bdtd/0000010845.pdf> Acesso em 26 Mai. 2023.
- Tomazzeli, L. J., Dillenburg, S. R., Villwock, J. A. 2000. Late Quaternary Geological History of Rio Grande do Sul Coastal Plain, Southern Brazil. *Revista Brasileira de Geociências*, n 30, p. 474-476.

AVALIAÇÃO DO PERIGO DE CONTAMINAÇÃO DOS AQUÍFEROS PRÓXIMOS AOS CEMITÉRIOS DE TERESINA, PIAUÍ

Giroleiane Santos de Sá, Angelo Miguel Martins dos Santos, Igor Samuel da Silva Barbosa, Marco Aurélio da Silva Lira Filho, Ailton Soares Freire, Mauro César de Brito Sousa

Instituto Federal do Piauí, girleianesantos.eng@gmail.com; a.angelomiguel@hotmail.com; igorsamuel534@gmail.com; marcolira.cgeo@gmail.com; ailton.freire@ifpi.edu.br; mauro.sousa@ifpi.edu.br

Palavras-chave: Perigo de contaminação, aquíferos; cemitérios.

Resumo

A contaminação dos aquíferos localizados em áreas densamente urbanizadas é uma preocupação crescente, uma vez que as águas subterrâneas podem ser fontes essenciais de abastecimento de água para diversos usos, incluindo o consumo humano. Este artigo tem como objetivo realizar uma avaliação do perigo de contaminação de aquíferos adjacentes aos cemitérios públicos da cidade de Teresina, Piauí. A metodologia utilizada para essa avaliação baseia-se em dois métodos amplamente reconhecidos na literatura do gerenciamento de recursos hídricos: o método GOD de vulnerabilidade e o método POSH de análise da carga contaminante.

O método GOD, desenvolvido por Foster e Hirata (1988), foi utilizado para avaliar a vulnerabilidade dos aquíferos à contaminação. No estudo, leva-se em consideração características hidrogeológicas e propriedades do solo para estimar a suscetibilidade dos aquíferos à entrada de contaminantes. Já o método POSH, proposto por Foster et al. (2006), é utilizado para avaliar a carga contaminante presente no subsolo, considerando fatores como a composição química do lixiviado produzido.

Para essa avaliação, foram utilizados dados provenientes do mapeamento da vulnerabilidade na cidade de Teresina realizado por Lira Filho, M. A. S. et al. (2023). A partir dessas informações, foi possível identificar o padrão de vulnerabilidade do aquífero na cidade de Teresina e, após caracterização da carga de contaminação das necrópoles localizadas na área urbana da cidade, mediante método POSH, procedeu-se a avaliação do perigo de contaminação na área delimitada. Os resultados obtidos indicaram um baixo perigo de contaminação dos aquíferos, sugerindo que a baixa vulnerabilidade do aquífero configura-se como fator determinante para a obtenção do resultado. No entanto, recomenda-se a realização de estudos adicionais para investigar outros contaminantes potencialmente presentes nos cemitérios, como metais pesados e formaldeído, a fim de uma avaliação mais abrangente dos riscos associados.

Introdução

A contaminação de aquíferos por necrópoles é uma preocupação significativa, especialmente em áreas onde a expansão urbana desordenada contribui para a locação inadequada desses empreendimentos em bacias antropizadas. E, como agravante, é comum que comunidades de baixa renda localizadas nas imediações desses pontos de contaminação latente, inadvertidamente, façam uso de aquíferos rasos para algum tipo de uso doméstico ou consumo humano (Sousa, 2015).

Dessa forma, é essencial avaliar o perigo de contaminação dos aquíferos por necrópoles nessas localidades, como meio de se compreender o potencial impacto ambiental e de saúde pública dessa fonte contaminante. Assim como, é necessário estabelecer a base de dados necessária para que se implemente medidas adequadas de proteção ambiental com o intuito de conservar os sistemas ambientais e manter suas condições de sustentabilidade.

Segundo Foster et al. (2006) o perigo de contaminação de água subterrânea depende de dois fatores, a carga contaminante que é aplicada ao subsolo como resultado de atividades humanas e a vulnerabilidade do aquífero, resultado das características naturais dos estratos que separam o aquífero da superfície.

Marquezan (2008) cita como principal causa da degradação da qualidade das águas subterrâneas a ação antrópica que deixa um passivo de contaminação no ambiente, como é o caso das substâncias contaminantes geradas pelas necrópoles próximas às águas subterrâneas.

Para entender o tipo de contaminante potencialmente presente em atividades cemiteriais, Sousa (2015) cita que a composição do corpo humano é consistente com os principais poluentes observados em áreas impactadas por cemitérios, com particular destaque para as formas dissolvidas de nitrogênio, indicadores de matéria orgânica e indicadores bacterianos. E nesse ponto, alertando para a necessidade dessa pesquisa, Cruz et al. (2017) indica que é considerável a quantidade de cemitérios no Brasil que se encontram em situações de manutenção precárias, o que se torna um fator de preocupação para a população, tendo em vista a vulnerabilidade e riscos em que estão expostas.

Portanto, o presente estudo tem como objetivo avaliar o perigo de contaminação das águas subterrâneas por cemitérios na área urbana da cidade de Teresina, capital do Estado do Piauí.

Material e métodos

Caracterização da área de estudo

A área de estudo abrange os cemitérios localizados na área urbana da cidade de Teresina, capital do estado do Piauí, Brasil. Teresina possui diversos cemitérios distribuídos ao longo de seu território, que atendem às necessidades da população local fornecendo espaços para sepultamentos e rituais de despedida. Entretanto, as necrópoles da cidade foram construídas em um momento em que a legislação ambiental não aferia as condições de instalação e funcionamento desses empreendimentos.

No tocante aos sistemas aquíferos da região de Teresina, estes estão inseridos no contexto litoestrutural da bacia sedimentar do Parnaíba, que compreende uma bacia sedimentar com predominância de coberturas sedimentares da era paleozoica, embora também haja grandes áreas com depósitos da era mesozoica, sendo estes pouco espessos (AGUIAR, 2009).

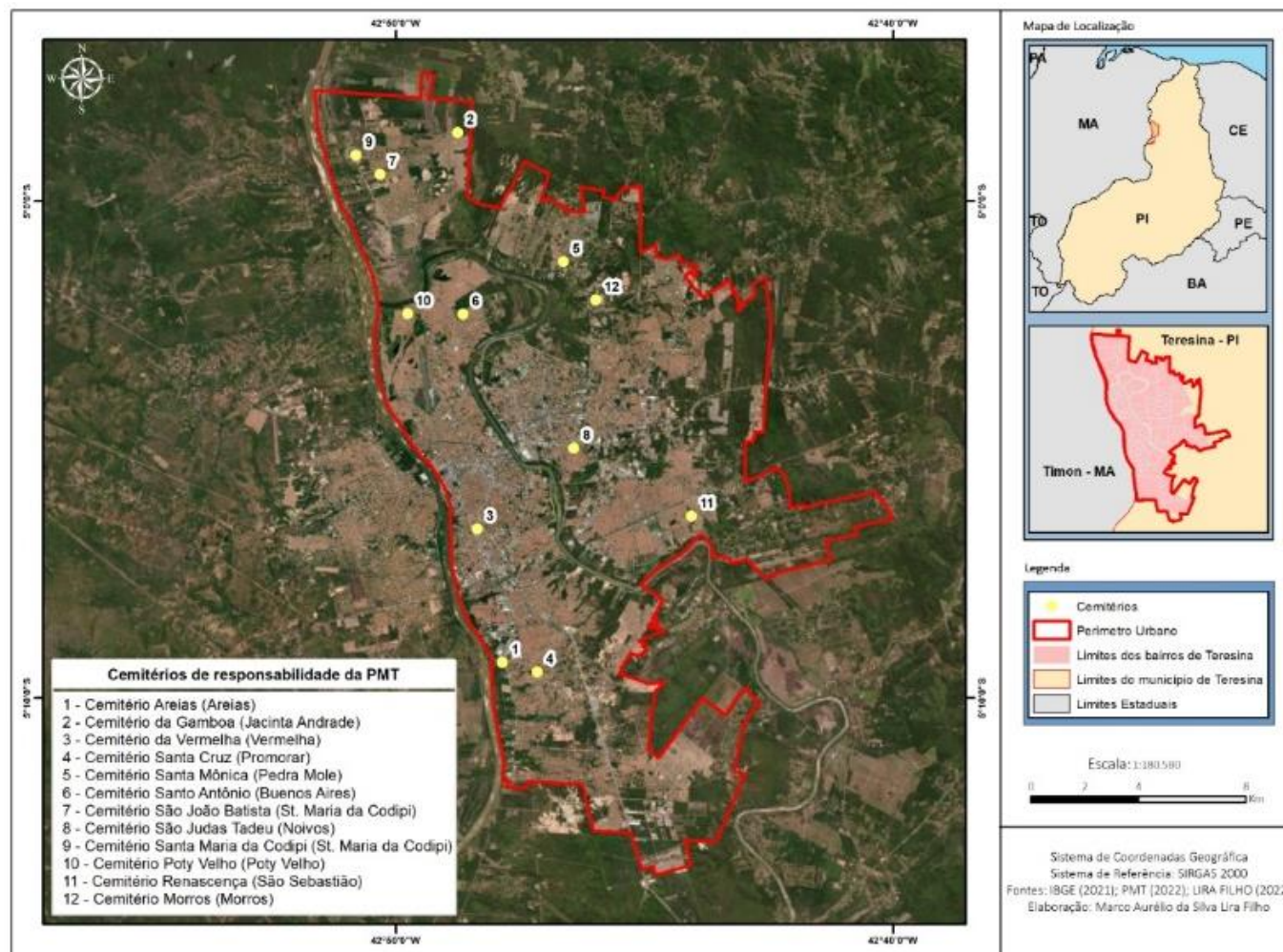


Figura 1: Mapeamento dos cemitérios na área urbana de Teresina.

Fonte: Autores (2023)

Avaliação do perigo de contaminação

A avaliação do perigo de contaminação dos aquíferos próximos aos cemitérios da cidade de Teresina foi realizada utilizando o método proposto por Foster et al. (2006), que pode ser entendida pela sobreposição da identificação da vulnerabilidade do aquífero local pelo método GOD (Foster e Hirata, 1988), com a avaliação da carga contaminante pelos cemitérios, segundo a metodologia POSH (Foster et al., 2006) (FIGURA 2).

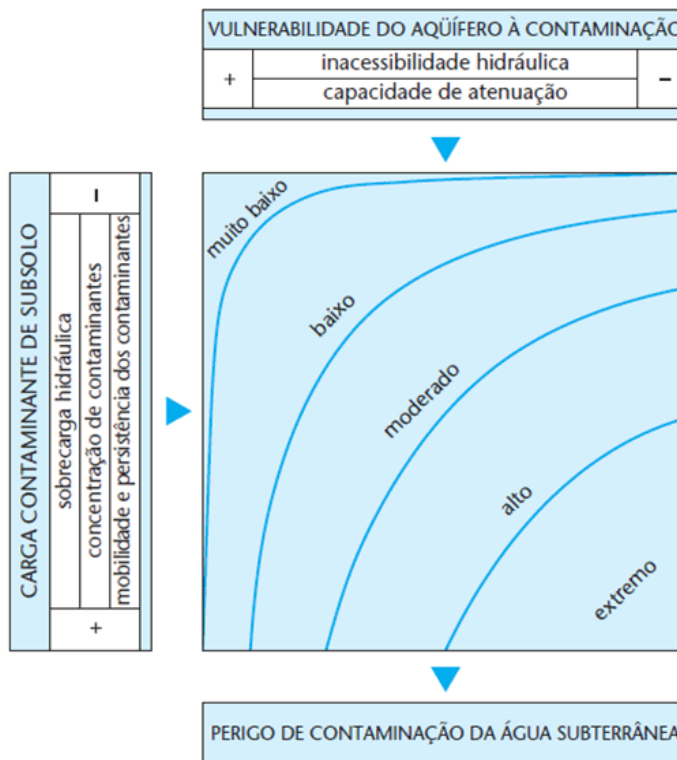


Figura 2: Estimativa do perigo de contaminação do aquífero
Fonte: Foster et al. (2006)

O produto dessas duas metodologias pode ser avaliado a partir de uma matriz de risco que permite realizar uma análise qualitativa dos parâmetros relevantes da carga contaminante e vulnerabilidade do aquífero, obtendo-se uma pontuação final que indica o grau de perigo de contaminação do sistema em estudo (FIGURA 3).

Essa pontuação pode ser interpretada de acordo com uma escala pré-definida, permitindo classificar as áreas ou situações de acordo com o nível de risco. Com isso, ao fazer a interação entre o tipo de carga contaminante e a vulnerabilidade do aquífero, obtêm-se estimativas de perigo de contaminação que variam entre baixo, moderado e alto perigo de contaminação do aquífero.

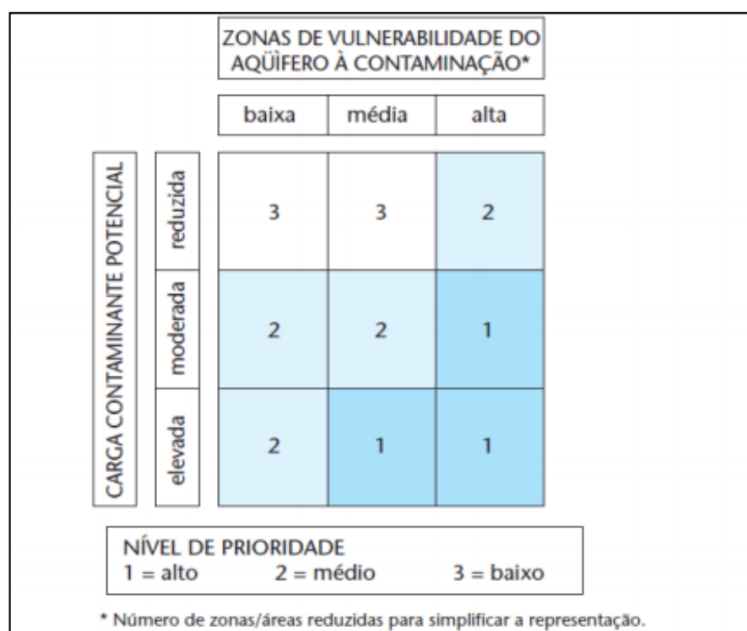


Figura 3: Matriz do risco de contaminação de aquíferos
Fonte: Foster et al. (2006)

Avaliação da vulnerabilidade GOD

A avaliação da vulnerabilidade GOD, conforme proposta por Foster (1987), baseia-se na sobreposição de camadas de informações geográficas, como a permeabilidade do solo, a espessura do aquífero, a recarga de água subterrânea e a profundidade do lençol freático. Cada camada é atribuída a um valor ou classe de vulnerabilidade, que indica o grau de suscetibilidade da área à contaminação.

A sobreposição das camadas permite a criação de um mapa de vulnerabilidade, onde áreas com maior sobreposição de parâmetros de alta vulnerabilidade são identificadas como zonas de maior risco de contaminação.

O método de avaliação da vulnerabilidade GOD (FOSTER; HIRATA, 1988) atende aos requisitos de simplificação do mapeamento da vulnerabilidade ao considerar parâmetros geralmente disponíveis ou facilmente determinados, como o grau de confinamento hidráulico da água subterrânea (caracteriza a letra **G** da nomenclatura), a ocorrência dos estratos de cobertura da zona vadosa ou camada confinante (caracteriza a letra **O** da nomenclatura) e a distância até o lençol freático ou teto do aquífero confinado (caracteriza a letra **D** da nomenclatura).

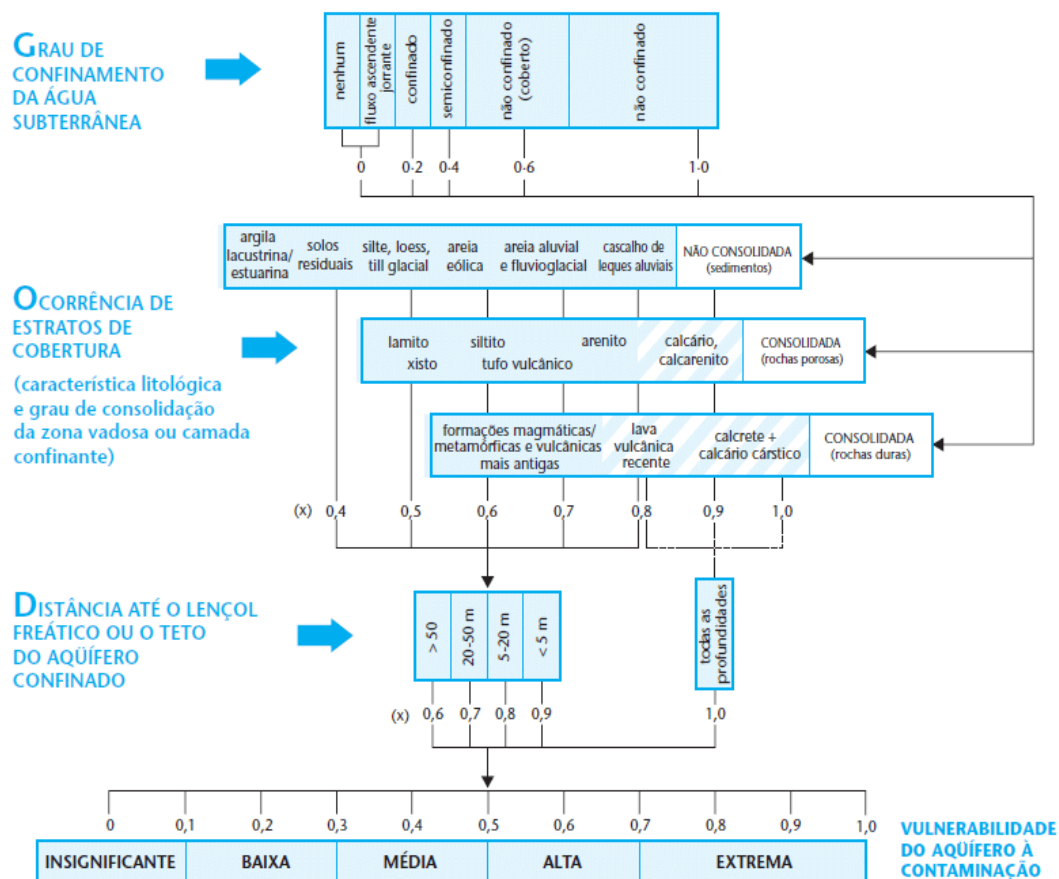


Figura 4: Método de vulnerabilidade de aquíferos GOD.

Fonte: Foster et al. (2006)

Hirata (1994) destaca que o índice baixo indica um aquífero vulnerável somente a compostos extremamente móveis e persistentes, como nitratos e alguns solventes sintéticos. O índice médio indica que o aquífero é suscetível a contaminantes moderadamente móveis e persistentes, como metais pesados. Finalmente, o alto índice indica que o aquífero é muito sensível a contaminantes degradáveis, como bactérias e vírus.

Para a avaliação da vulnerabilidade do aquífero urbano correlacionado ao objeto de estudo dessa pesquisa, foram utilizados os dados do mapeamento da vulnerabilidade na cidade de Teresina realizado no trabalho de dissertação de **Lira Filho, M. A. S. et al. (2023)**.

Análise da carga contaminante POSH

A metodologia de avaliação de atividades potencialmente contaminantes denominada POSH (pollutant origin, surcharge hydraulically) baseia-se na origem do poluente e sua sobrecarga hidráulica na subsuperfície, produzindo três níveis qualitativos de potencial contaminante no subsolo: reduzido, moderado e elevado (FOSTER et al., 2006).

O método POSH sugere que a carga contaminante presente no subsolo devido ao lixiviado de cemitérios é de magnitude reduzida. Isso se deve à consideração de que os sepultamentos contribuem com uma carga microbiológica contaminante relativamente pequena, a qual está restrita a uma área específica, independentemente das condições de precipitação analisadas" (FOSTER et al., 2006).

Uma perspectiva contrária a essa parece subestimar a capacidade de contaminação dos cemitérios. Żychowski (2012) e Environment Agency (2002) destacam que esses locais podem estar associados a contaminantes persistentes e móveis, como nitrato e amônia, além de outros contaminantes potencialmente presentes, como metais pesados e formaldeído, que ainda são pouco estudados.

É importante considerar que os cemitérios, devido às práticas de sepultamento, podem contribuir para a liberação de substâncias químicas e orgânicas no solo e, conseqüentemente, no lençol freático. Embora alguns estudos sugiram que a carga contaminante seja limitada e restrita a uma área específica, a presença de contaminantes persistentes e móveis levanta preocupações quanto aos possíveis efeitos no meio ambiente e na qualidade das águas subterrâneas.

No entanto, neste estudo, devido à ausência de dados específicos dos cemitérios na área em estudo, abordaremos a faixa de contaminação com um potencial reduzido de carga contaminante.

É importante ressaltar que a falta de dados disponíveis pode limitar a precisão da avaliação da carga contaminante nessa área específica. No entanto, com base em informações gerais e considerando as características dos cemitérios, é possível estimar um potencial reduzido de contaminação.

Resultados e discussão

Os resultados obtidos a partir do mapeamento da vulnerabilidade do aquífero (FIGURA 5) mostram que existem áreas de média e baixa vulnerabilidade no aquífero próximo aos cemitérios de Teresina. Segundo Hirata (1994), o índice baixo de vulnerabilidade indica que o aquífero é suscetível a compostos extremamente móveis e persistentes, como sais, nitratos e alguns solventes. Também é possível aferir que a média vulnerabilidade é suscetível a variáveis de contaminantes moderadamente móveis e persistentes, como hidrocarbonetos e alguns metais pesados.

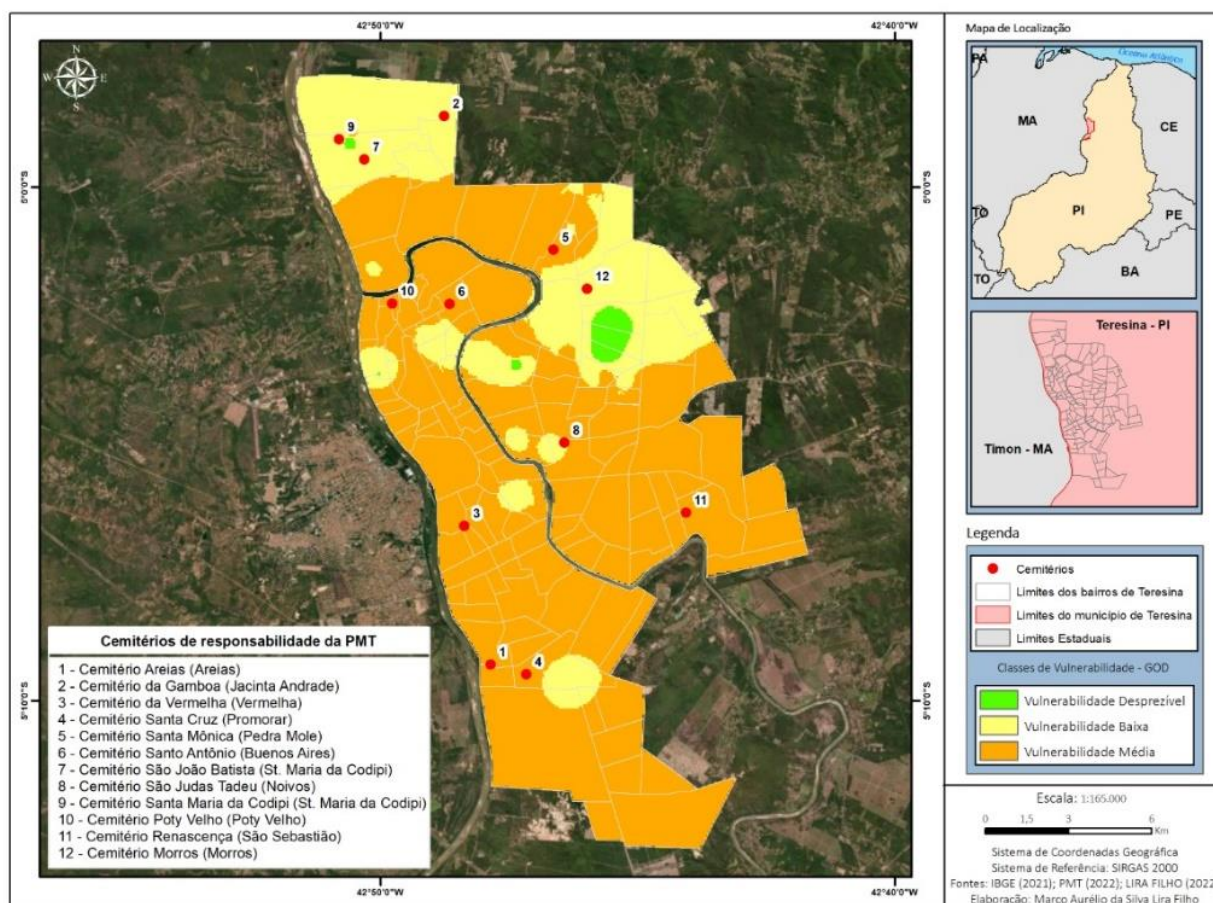


Figura 5: Mapeamento dos cemitérios na área urbana de Teresina e classe de vulnerabilidade GOD.

Fonte: Autores. (2023)

Considerando o processo de avaliação do perigo de contaminação, a análise do cruzamento entre as características de vulnerabilidade GOD, identificadas nas áreas das necrópoles, juntamente com o potencial reduzido da carga contaminante nos cemitérios (Método POSH), revelam a presença de um baixo perigo de contaminação no aquífero adjacente às atividades cemiteriais. Os resultados desse cruzamento são apresentados de forma visual na Tabela 1.

CRUZAMENTO DE INFORMAÇÕES			
LOCAL	CLASSE DE VULNERABILIDADE-GOD	MÉTODO POSH	PERIGO DE CONTAMINAÇÃO
Cemitério Areias	Média	Reduzida	Baixo
Cemitério da Gamboa	Baixa	Reduzida	Baixo
Cemitério da Vermelha	Média	Reduzida	Baixo
Cemitério Santa Cruz	Média	Reduzida	Baixo
Cemitério Santa Mônica	Média	Reduzida	Baixo
Cemitério Santo Antônio	Média	Reduzida	Baixo
Cemitério São João Batista	Baixa	Reduzida	Baixo
Cemitério São Judas Tadeu	Baixa	Reduzida	Baixo
Cemitério Santa Maria da Codipi	Baixa	Reduzida	Baixo
Cemitério Poti Velho	Média	Reduzida	Baixo
Cemitério Renascença	Média	Reduzida	Baixo
Cemitério Morros	Baixa	Reduzida	Baixo

Tabela 1: Perigo de contaminação de cada necrópole.

Fonte: Autores (2023)

A baixa contaminação identificada pode ser atribuída a vários fatores, como a natureza do solo e as características hidrogeológicas da região, que atuam como uma barreira natural contra a contaminação. No entanto, é importante destacar que os demais tipos de contaminantes potencialmente presentes nas atividades cemiteriais, conforme relatado em Żychowski (2012), como formaldeído e metais pesados, podem indicar um perigo de contaminação elevado e não dimensionado nesse estudo.

Apesar dos resultados encorajadores, é essencial evitar uma interpretação precipitada de uma garantia absoluta de ausência de riscos. A vigilância constante e o monitoramento regular continuam sendo cruciais para garantir a preservação contínua da qualidade das águas subterrâneas. Além disso, a pesquisa sobre outros contaminantes potencialmente presentes nos cemitérios, como metais pesados e formaldeído, deve ser aprofundada, a fim de avaliar de forma mais abrangente os riscos associados.

Em suma, os resultados apontam que, embora haja indicativos de baixo perigo de contaminação dos aquíferos associados aos cemitérios de Teresina, a falta de medidas preventivas e estratégias de gestão representa uma preocupação. Para garantir a preservação a longo prazo da qualidade das águas subterrâneas e a proteção do meio ambiente, é fundamental que sejam implementadas ações preventivas efetivas e que a pesquisa e monitoramento continuem a ser realizados de forma rigorosa.

Considerações finais

A avaliação do perigo de contaminação dos aquíferos próximos aos cemitérios de Teresina revelou informações sobre a suscetibilidade à contaminação por atividades cemiteriais na capital piauiense. Com base nos resultados obtidos, podemos concluir que, de maneira geral, os aquíferos avaliados apresentam um baixo nível de risco de contaminação.

Isso pode indicar que as práticas de sepultamento são influenciadas por diversos fatores, como as características hidrogeológicas favoráveis da região e a existência de uma barreira natural no solo. No entanto, é importante ressaltar que a ausência de medidas preventivas implantadas nas áreas dos cemitérios requer atenção e cuidado contínuos. A implementação de regulamentos e diretrizes de gestão adequadas, juntamente com práticas de manejo eficazes, se tornam ainda mais essenciais para garantir a preservação da qualidade das águas subterrâneas.

Além disso, é necessário aprofundar a pesquisa sobre outros contaminantes potencialmente presentes nos cemitérios, como metais pesados e formaldeído, a fim de avaliar de forma mais abrangente os riscos associados. A vigilância constante e o monitoramento regular são fundamentais para identificar e mitigar possíveis fontes de contaminação, aprimorando continuamente as práticas de manejo e protegendo os aquíferos.

Agradecimentos

Agradecimento à minha instituição, Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Piauí, EDITAL 21-2021 - PROPI-REI-IFPI - PROAGRUPAR INFRA, pelo suporte e recursos fornecidos para a realização desta pesquisa.

Referências Bibliográficas

CRUZ, Nicholas Joseph Tavares da; LEZANA, Álvaro Guillermo Rojas; SANTOS, Paulo da Cruz Freire dos; PINTO, Ibsen Mateus Bittencourt Santana; ZANCAN, Claudio; SOUZA, Gustavo Henrique Silva de. 2017. Environmental impacts caused by cemeteries and crematoria, new funeral technologies, and preferences of the Northeastern and Southern Brazilian population as for the funeral process. Disponível em: [https://link-springer.com.ez13.periodicos.capes.gov.br/article/10.1007/s11356-017-0005-3](https://link.springer.com.ez13.periodicos.capes.gov.br/article/10.1007/s11356-017-0005-3).

LIRA FILHO, Marco Aurélio da Silva. Análise da vulnerabilidade natural e do perigo de contaminação de aquíferos por postos de combustíveis na cidade de Teresina - Piauí. Orientador: Mauro César de Brito Sousa. 2023. 415 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Análise e Planejamento Espacial) - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Piauí, Campus Teresina Central, Teresina, 2023.

FOSTER, Stephen et al. 2006. Proteção da Qualidade da Água Subterrânea: um guia para empresas de abastecimento de água, órgãos municipais e agências ambientais. p. 144.

FOSTER, S. HIRATA, R. 1988. Groundwater pollution risk evaluation: the methodology using available data. CEPIS-PAHO/WHO. Lima, 78 p.

HIRATA, R. 1994. Fundamentos e estratégias de proteção e controle da qualidade das águas subterrâneas: estudo de casos no estado de São Paulo. 1994. Tese (Doutorado em Recursos Minerais e Hidrogeologia) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.

LIRA FILHO, Marco Aurélio da Silva. Análise da vulnerabilidade natural e do perigo de contaminação de aquíferos por postos de combustíveis na cidade de Teresina - Piauí. Orientador: Mauro César de Brito Sousa. 2023. 415 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Análise e Planejamento Espacial) - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Piauí, Campus Teresina Central, Teresina, 2023.

SOUSA, M. C. B. ; CASTRO, M. A. H. ; MONTEIRO, C. A. B. ; PESSOA, G. P. ; SOUZA, C. D. 2015 . Estudo da contaminação do aquífero próximo ao cemitério Areias, Teresina/PI, Brasil. Brazilian Geographical Journal: geosciences and humanities research medium , v. 6, p. 41-57.

ŻYCHOWSKI, Józef. 2012. Impact of cemeteries on groundwater chemistry: A review. Catena, v. 93, p. 29-37.

INTERFERÊNCIA DA PRECIPITAÇÃO NA TOXICIDADE E QUALIDADE MICROBIOLÓGICA DA ÁGUA NO CÓRREGO CAPIVARA EM LONDRINA-PR

1Vitor Antonio Campos, 2Maria Eduarda Aranega Pesenti, 3Paula Yuri Taniwaki, 4Stephanie Luana Urata, 5Thiago Andrade Marques, 6Kátia Valéria Marques Cardoso Prates

1Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: vcampos@alunos.ufpr.edu.br; 2Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: aranegapesenti@gmail.com; 3Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: taniwaki@alunos.ufpr.edu.br; 4Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: uratastephanie@gmail.com; 5Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: thiagomarques@utfpr.edu.br; 6Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: kprates@utfpr.edu.br

Palavras-chave: Urbanização; Indicadores microbiológicos; Indicadores de toxicidade

Resumo

A água como um recurso limitado e vital para a manutenção da vida e do bem-estar humano, tem ganhado cada vez mais relevância quando se trata da problemática hídrica que assola o planeta. A urbanização é um dos grandes fatores que vêm prejudicando os corpos hídricos, levando a degradação, assoreamento, impermeabilização do solo e contaminação dos corpos hídricos. Essa pressão urbana faz com que análises e pesquisas em relação a água se tornam mais necessárias, seja pela avaliação da toxicidade da água por meio da realização de bioensaios com uso de plantas superiores seja por meio de análises microbiológicas para monitoramento de contaminação fecal e indiretamente do aporte de matéria orgânica no corpo hídrico. Desta forma este trabalho objetivou o estudo do Córrego da Capivara, localizado em área urbanizada da cidade de Londrina-PR, por meio de análises microbiológicas e de toxicidade utilizando-se de sementes de cebola (*Allium cepa*), e comparando a influência de períodos de maior e menor acúmulo de precipitações, para os meses de novembro (primavera) e março (verão). Foram inoculados 2 mL de amostra de água em placas de Petri contendo 10 sementes (*Allium cepa*) para avaliação de toxicidade, e inoculados 1 mL de amostra em placas Petrifilm para quantificação de coliformes totais, *Escherichia.coli* e de bactérias heterotróficas. Os resultados indicaram influência do período de chuvas na qualidade da água do córrego, com aumento tanto das concentrações de coliformes totais, *Escherichia.coli* e bactérias heterotróficas. Quanto a toxicidade, segundo os índices macroscópicos calculados de alongamento radial residual normalizado (IER) e germinação residual normalizado (IGN), foi constatado sua elevação da primeira campanha para a segunda, principalmente no segundo ponto de coleta. Desta forma foi determinado que períodos que apresentam maiores precipitações alteram os parâmetros microbiológicos e de toxicidade de rios urbanos, como o ocorrido no Córrego Capivara, aumentando a toxicidade local, e a concentração de microrganismos indicadores de contaminação fecal.

Introdução

Nas últimas décadas, a problemática limnológica e hídrica tem ganhado cada vez mais relevância, haja vista que a água é um recurso vital para a manutenção da vida e do bem-estar humano (TEIXEIRA, 2007). De acordo com o Relatório de Desenvolvimento Humano das Nações Unidas de 2006, a urbanização é uma das principais causas da degradação dos recursos hídricos, especialmente em países em desenvolvimento (PNUD, 2006). A pressão urbana pode levar ao desmatamento, impermeabilização excessiva do solo adjacente aos corpos hídricos, contaminação e poluição da água, com uma das grandes problemáticas sendo o escoamento urbano, carregando poluentes e sedimentos, direcionados diretamente para os rios e córregos, comprometendo sua integridade (PAUL & MEYER, 2001) e podendo levar a erosão, assoreamento e o aumento do volume e velocidade do fluxo durante chuvas intensas.

Londrina, município localizado no estado do Paraná, Brasil, é caracterizada por uma extensa rede de rios e córregos urbanos que desempenham um papel crucial em seu sistema hidrológico. Dentre os principais rios que atravessam a cidade, destaca-se o Ribeirão Cafezal, que contribui significativamente para o abastecimento de água da região. Além disso, Londrina possui uma vasta rede de córregos urbanos, como o Córrego da Capivara e o Córrego Água Fresca afluentes do córrego Cambé, possuem grande importância na drenagem e no escoamento das águas pluviais. Porém, a urbanização acelerada e a ocupação desordenada do solo podem representar desafios significativos para a gestão dos recursos hídricos em Londrina. O aumento da impermeabilização do solo, a remoção da vegetação ciliar e a poluição proveniente de atividades urbanas são algumas das questões que podem afetar a saúde e a sustentabilidade dos rios e córregos da cidade.

Para garantir a qualidade da água, são estabelecidas leis e resoluções, como a CONAMA 357/2005 e a CONAMA 430/2011, que classificam os corpos hídricos e estabelecem parâmetros físicos, químicos e biológicos. No entanto, para quantificar determinados parâmetros, como a toxicidade, é necessário utilizar de métodos e procedimentos externos a legislação.

Bioindicadores, como a espécie de cebola *Allium cepa*, podem ser usados para detectar alterações no ambiente (PRESTES & VINCENCI), que por meio de bioensaios, é possível observar mudanças na germinação em resposta a substâncias contaminantes. A exposição do *Allium cepa* a substâncias tóxicas resulta em danos genéticos visíveis ao microscópio, como redução no número de cromossomos e alteração nos micronúcleos (TOFOLO, 2017).

A presença de toxicidade em um corpo d'água indica a existência de contaminantes locais que podem afetar a vida aquática e se espalhar para áreas distantes, representando um perigo para a saúde humana. Além da toxicidade, a contaminação fecal relacionada ao despejo de esgoto doméstico pode resultar em doenças infecciosas com altas taxas de morbidade e mortalidade. A análise microbiológica, especialmente a detecção de *Escherichia coli*, é um indicador de contaminação fecal e pode revelar a presença de poluentes na água (SOUTO, et al., 2015).

O clima e o ciclo de chuvas também desempenham um papel importante na disponibilidade e qualidade da água. Chuvas intensas podem causar enchentes, alterações na qualidade da água e transporte de sedimentos, enquanto períodos de seca podem levar à redução do fluxo de água e impactar a biodiversidade aquática (SILVA, 2008). Portanto, é essencial considerar os padrões climáticos e a sazonalidade das chuvas na gestão dos recursos hídricos, utilizando dados históricos e monitoramentos em tempo real para tomar decisões adequadas.

Nesse contexto, o objetivo do trabalho foi realizar análises microbiológicas e de toxicidade em amostras de água do Córrego da Capivara, no município de Londrina-PR, usando a espécie de cebola *Allium cepa* como bioindicador de toxicidade. O estudo buscou relacionar essas variáveis com o uso e ocupação do solo da região do córrego e comparar os resultados entre duas campanhas, uma realizada durante a primavera de 2022, em um período de chuvas escassas, e outra durante o verão de 2023, em um regime de chuvas mais intenso.

Materiais e Métodos

Caracterização da Área de Estudo

Localizado na região sul da zona urbana de Londrina, no norte do Paraná, o Córrego Capivara tem extensão de aproximadamente 2900 metros (COSTA, 1992), sendo classificado como rio classe 2 (CONAMA 357/2005) de acordo com a base de dados do Sistema de Informações Geográficas de Londrina (SIGLON, 2023), fazendo parte da bacia do Ribeirão Cambé, que é englobado na bacia do Rio Tibagi (COSTA, 1992).

A região que compreende o entorno do Córrego da Capivara é composta em maioria por zonas residenciais, com área de cultura agrícola na adjacência da nascente. As margens do córrego apresentam vegetação ciliar densa e fechada, se estendendo por praticamente todo o curso d'água.

Utilizando o software QGis e as imagens de satélite disponibilizadas pelo Google Earth, foi elaborado o mapa apresentado na Figura 1, classificando por análise visual a vizinhança que abrange o córrego, distinguindo-a em três classes: Área Residencial, Área de Plantio e Solo Exposto, e Vegetação. Pelo estudo desse mapa constata-se o predomínio de áreas residenciais e de vegetação, seguido pelo uso do solo para cultivo agrícola ou como solo exposto, sendo suscetível a contaminação e poluição do córrego pelos produtos utilizados nas culturas de plantação ou pelo maior escoamento que o solo exposto pode vir a provocar.

Para as coletas de amostras de água foram determinados 4 pontos com o intuito de abranger as principais estruturas do corpo hídrico lótico: nascente, trecho médio e foz. Sendo o ponto 1 próximo a região da nascente, os pontos 2 e 3 no trecho médio, e o ponto 4 na região de foz. Pela observação do mapa da Figura 1 é possível observar a localização no Córrego da Capivara, juntamente com a área de sua microbacia e os pontos de coleta.

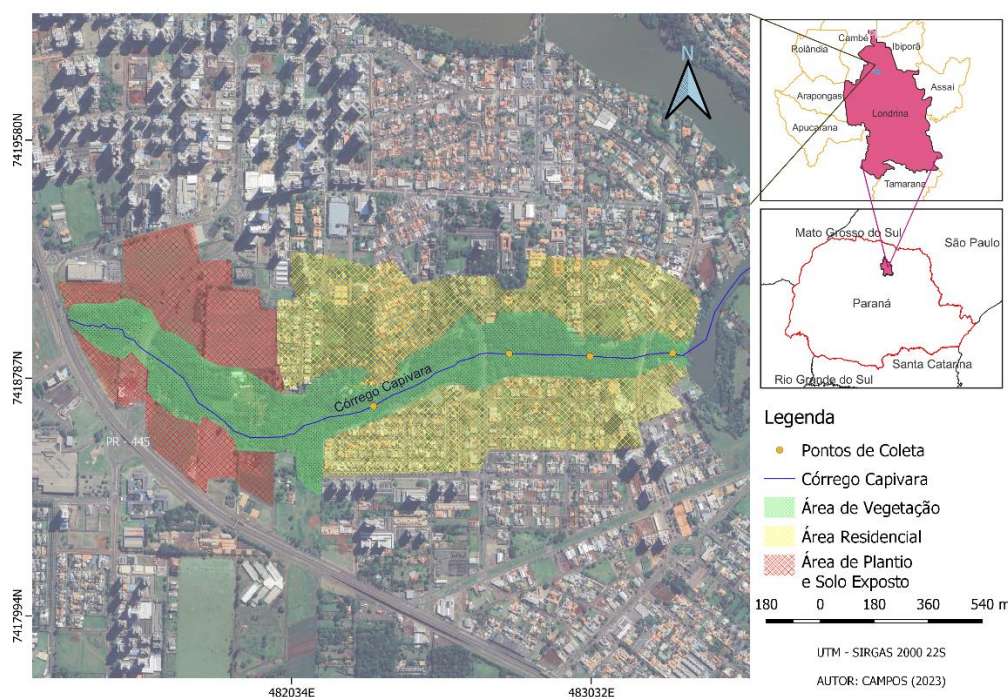






Figura 1: Mapa da localização do Córrego da Capivara e pontos de coleta.

A sequência dos pontos de coleta é dada da esquerda para a direita, sendo da nascente à foz, respectivamente, de acordo com o apresentado no mapa. As coordenadas e informações observadas para cada ponto amostral foram descritos no Quadro 1.

PONTO 1 (-23,3408852°; -51,1723584°)	PONTO 2 (-23,3397458°; -51,1680301°)	PONTO 3 (-23,3398079°; -51,1659607°)	PONTO 4 (-23,3396764°; -51,1631391°)
			
<ul style="list-style-type: none"> -Próximo à nascente; -Possui pontos de afloramento de água; -Presença de resíduos sólidos urbanos; -Terreno particular próximo ao curso d'água; -Vegetação densa nas margens; -Curso lótico estreito e com baixa lâmina de água; -Água límpida. 	<ul style="list-style-type: none"> -Localizado após canalização do córrego devido a uma avenida; -Desague de um encanamento no trecho; -Presença de resíduos sólidos urbanos; -Vegetação densa e fechada; -Curso d'água mais largo e com maior vazão. 	<ul style="list-style-type: none"> -Similar ao ponto 2; -Menor interferência antrópica; -Ponto com menor quantidade de resíduos urbanos. -Trecho mais preservado. 	<ul style="list-style-type: none"> -Deságue do Córrego Capivara no Lago Igapó; -Trecho mais largo, profundo, turvo e maior fluxo de água; -Canalização devido a uma avenida de alto fluxo de veículos; -Menor densidade de vegetação; -Paisagem degradada; -Ponto com maior presença de resíduos sólidos urbanos.

Quadro 1: Caracterização dos pontos amostrais

Coleta de amostras de água

As coletas foram realizadas em duas campanhas, a primeira na primavera de 2022, em novembro, que sucedeu um período com menor intensidade de precipitação na região de Londrina, e a segunda em março, na primavera, em um período de maior intensidade de precipitação. Os dados de acúmulo de precipitação foram obtidos no Instituto de Água e Terra do Paraná (IAT, 2023), determinando o acúmulo de chuvas em milímetros para o mês de cada campanha realizada, e para os 14 dias que antecederam as coletas.

Para cada ponto amostral, foram realizadas coleta de amostras em triplicata, determinando uma distância de 4 a 6 metros entre elas, assim estabelecendo uma maior representatividade. A coleta foi realizada utilizando coletor de amostra em inox, transferindo-as para uma jarra de inox, e então para os frascos estéreis de plásticos de 100 mL para as análises microbiológicas, e para os frascos de vidro de 250 mL para análise de toxicidade. Após cada coleta os frascos eram acondicionados em caixa térmica com as bolsas de gelo seco até o processamento das amostras em laboratório.

Análises Microbiológicas

No Laboratório de Microbiologia, foram realizadas as análises microbiológicas utilizando placas Petrifilm 3M para contagem de *E.coli* e Coliformes Totais e placas Petrifilm 3M Aqua Heterotrophic Count para contagem de bactérias heterotróficas. As inoculações das placas seguiram as recomendações do fabricante (3M do Brasil, 2021). As placas foram incubadas em estufa bacteriológica a 35°C por 24 horas, e após este período, foi realizada a contagem das colônias formadas nas placas utilizando contador de colônias.

Análises de Toxicidade

Para os bioensaios de toxicidade foram preparadas placas de Petri com papel filtro, colocando-as na capela de fluxo laminar com raios UV para esterilização por um período de 15 minutos. Em seguida, com auxílio de uma pinça, foram colocadas 10 sementes de *Allium cepa* em cada placa e realizou-se a inoculação de 2 mL de amostra de água. Foram montadas triplicatas para cada unidade experimental. Após montadas as unidades experimentais, estas foram mantidas em incubadora B.O.D por 5 dias com temperatura controlada de 25°C. Após a incubação, foi feita a contagem das sementes germinadas e a medição do crescimento das radículas com paquímetro. Para fins de comparação, foram montadas unidades experimentais em triplicatas de controles positivos e negativos, utilizando-se respectivamente, água destilada e solução de sulfato de cobre 0,1 mg/L.

Com os dados de germinação de sementes e comprimento de radícula foram calculados índices macroscópicos (LELES, 2017). Os índices em questão foram:

$$TG (\%) = \frac{N^{\circ} \text{ de semente germinadas em amostra}}{N^{\circ} \text{ total de sementes na amostra}} * 100 \quad (I)$$

$$GRS (\%) = \frac{n^{\circ} \text{ de sementes germinadas em amostra}}{n^{\circ} \text{ de sementes germinadas em controle negativo}} * 100 \quad (II)$$

$$CRR (\%) = \frac{\text{comprimento médio da radícula em amostra}}{\text{Comprimento médio da radícula em controle negativo}} * 100 \quad (III)$$

$$IG (\%) = \frac{GRS * CRR}{100} \quad (IV)$$

$$IGN (\%) = \frac{\text{Germ } x - \text{Germ controle}}{\text{Germ controle}} \quad (V)$$

$$IER (\%) = \frac{\text{Along } x - \text{Along controle}}{\text{Along controle}} \quad (VI)$$

Sendo, TG (taxa de germinação); GRS (germinação relativa de semente); CRR (crescimento relativo da radícula); IG (índice de germinação); IGN (índice de germinação residual normalizado); IER (índice de alongamento radial residual normalizado); Germ x (porcentagem média de sementes germinadas em cada amostra); Germ controle (porcentagem de sementes germinadas no controle); Along x (comprimento médio da radícula das sementes germinadas em cada amostra); e Along controle (comprimento médio da radícula das sementes germinadas no controle).

Por fim, o nível de toxicidade pode ser classificado baseando-se nos índices IER e IGN, como denotado na Tabela 1.

Nível de Toxicidade	IER (%) e IGN (%)
Toxicidade baixa	0 a -0,25
Toxicidade moderada	-0,25 a -0,5
Toxicidade alta	-0,5 a -0,75
Toxicidade muito alta	-0,75 a -1,0
Hormese	>0

Tabela 1: Relação dos índices IER e IGN com o nível de toxicidade

Sendo que hormese são baixas concentrações de contaminantes, entretanto que ainda podem ser prejudiciais ao meio

Resultados e Discussão

Análises Microbiológicas

As precipitações acumuladas para o mês de novembro (primavera), foram de 78,5 mm, e para o mês de março (verão), foi de 125,7 mm. E para os 14 que antecederam os dias de amostragem, foram de 33,4 mm para a 1ª campanha, e 51,3 para a 2ª campanha, um aumento de 53,6%.

Os resultados microbiológicos das médias das Unidades Formadoras de Colônias (UFC) de coliformes totais, *Escherichia coli*, e bactérias heterotróficas em 100 mL de amostra de água pode ser visualizado nas Figuras 2, 3 e 4, respectivamente.

Entre a primeira e a segunda campanha houve um percentual de aumento médio entre todos os pontos de 57%, 326%, e 193% para coliformes totais (CT), *E.coli*, e bactérias heterotróficas (BH), respectivamente. O número de UFC referente aos CT comparado com os valores de *E.coli* e BH, deve-se à maior presença inicial de CT desde a primeira campanha, resultando em um aumento percentual menos relevante, por outro lado, o aumento considerável da *E.coli*, mostra o aumento de contaminação fecal na região. Era esperado um crescimento expressivo das UFC's para as bactérias heterotróficas, devido ao maior volume de chuvas que está diretamente relacionado ao aporte de matéria orgânica para o corpo hídrico (ESTEVEZ, 1998).

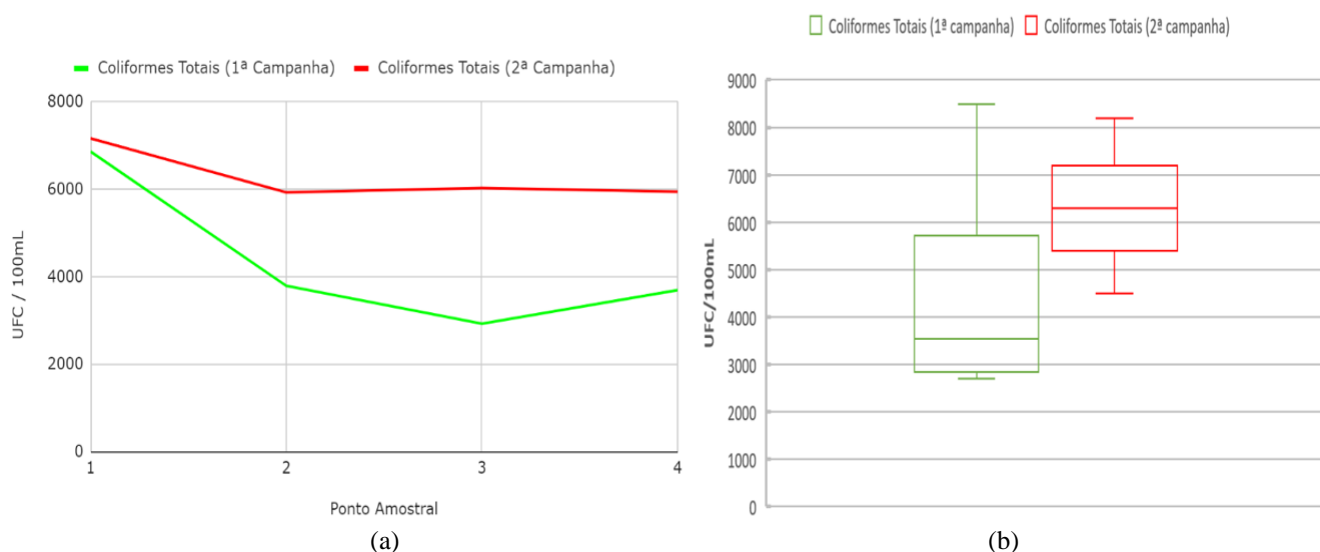


Figura 2: Gráfico de linhas (a) e gráfico boxplot (b) para as concentrações de coliformes totais em UFC/100mL em ambas campanhas.

Pela análise da Figura 2.a observa-se um padrão e similaridade entre as duas campanhas, pela maior concentração de CT no ponto 1, e posteriormente sua redução e estabilização no decorrer dos pontos seguintes. Há um leve aumento das concentrações do ponto 3 para o ponto 4 na primeira campanha, que pode estar ligado à reincidência da presença humana e facilidade de acesso para o ponto amostral, assim como ocorre no ponto 1. A segunda campanha apresentou os maiores valores de coliformes em todos os pontos, o que indica que por causa da chuva ocorreu um aporte mais elevado de material do entorno para o corpo hídrico, resultando em maiores valores de CT. Na figura 2.b, o gráfico boxplot explicita que mais de 50% das amostras da segunda campanha passaram de 6000 UFC/100mL, enquanto na primeira campanha menos 25% passaram de tal valor, mesmo que nela tenha sido apresentada a amostra com maior quantidade de UFC de CT (8500 UFC/100mL). Pela diferença do primeiro com o terceiro quartil, se dá uma maior dispersão dos valores de concentrações de CT para as amostras da 1ª campanha, apresentando que mais de 50% das amostras estão abaixo de 4000 UFC/100mL de CT.

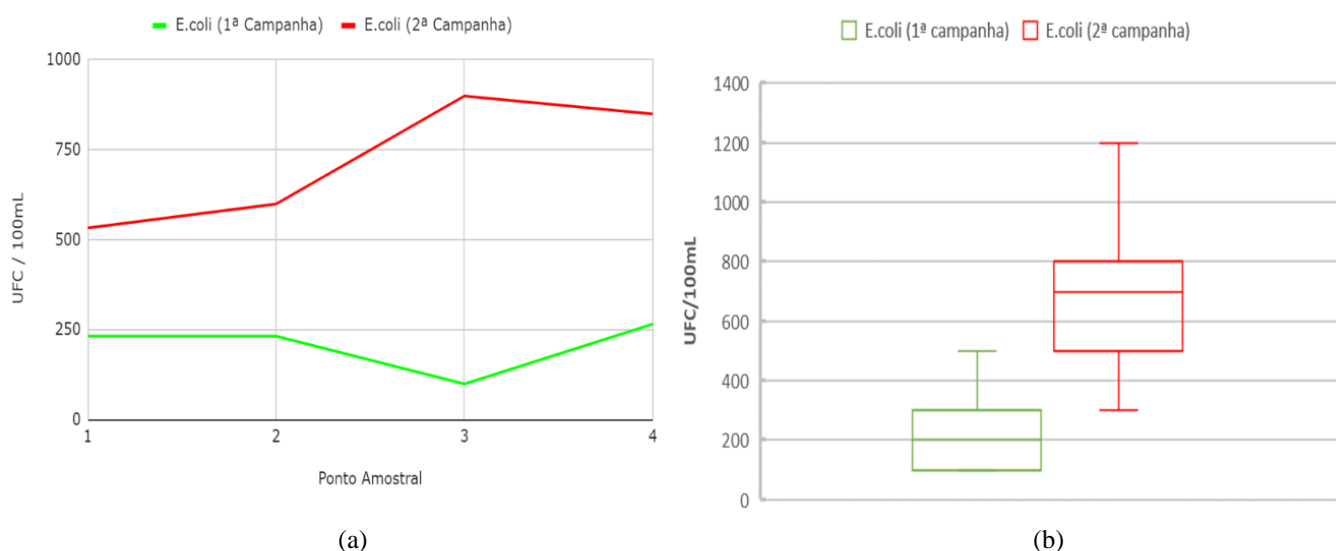


Figura 3: Gráfico de linhas (a) e gráfico boxplot (b) para as concentrações de *E. coli* em UFC/100mL em ambas campanhas.

O gráfico de linhas comparativo para a *E. coli* (Figura 3a) apresenta um padrão de maior divergência entre as campanhas, não seguindo o mesmo padrão entre elas. O maior diferencial está no ponto 3, com um aumento de 100 UFC/100mL para 900 UFC/100mL, um crescimento de 800% nas UFC's. Esse aumento expressivo pode ser atribuído às maiores precipitações em março que ocasionam maior carreamento de matéria orgânica (M.O), incluindo fezes de animais que habitam a região, como capivaras, pequenos roedores e gambás. O ponto 3, sendo o de mais difícil acesso, pode possuir uma maior concentração desses animais, e assim vindo a ocasionar a grande elevação de *E. coli* neste ponto. Na figura 3.b se vê que mesmo que a segunda campanha tenha obtido maiores concentrações de *E. coli*, com mais de 50% das amostras apresentando valores maiores que 700 UFC/100mL, e com a primeira campanha detendo 50% abaixo dos 200 UFC/100mL, ainda a 1ª

mostrou uma menor dispersão entre seus valores, indicando uma maior homogeneidade de concentrações de *E.coli* no decorrer do corpo d'água. De acordo com a CONAMA nº 357/2005, que limita a concentração de *E.coli* para 1000 UFC/100mL para água classe II, o Córrego da capivara se encontra dentro da norma.

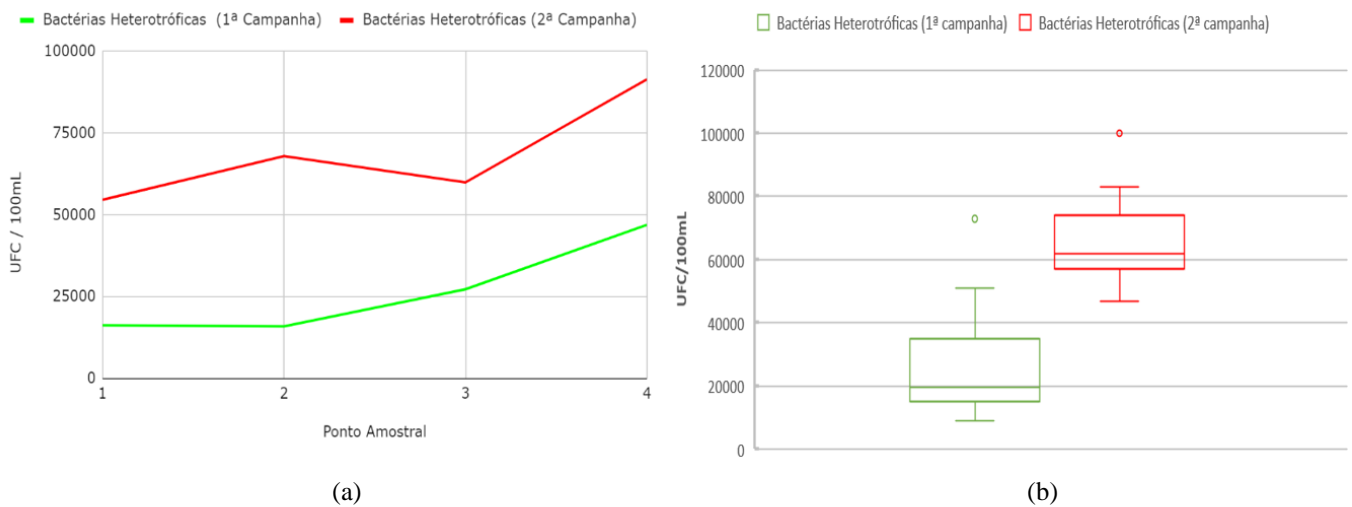


Figura 4: Gráfico de linhas (a) e gráfico boxplot (b) para as concentrações bacterias heterotróficas em UFC/100mL em ambas campanhas.

Na Figura 4.a visualiza-se o aumento de concentrações de microrganismos do ponto 1 para o ponto 4, apresentando padrões similares nas duas campanhas. As BH devido a sua grande abrangência e diversidade, possui concentrações de UFC's mais elevadas comparadas com CF e *E.coli*, com os maiores valores médios das triplicatas sendo de 47.000 UFC/100mL para a primeira campanha, e 91.500 UFC/100mL na segunda campanha, ambos para o ponto 4. Na Figura 4.b, é possível observar que as duas campanhas apresentaram simetria e dispersão similares, e tiveram a presença de outliers, assim sendo, valores discrepantes, representados pelos 2 círculos acima dos valores máximos. Também é enfatizado que a segunda campanha teve maiores concentrações de BH, onde perto 50% das amostras mostraram-se com valores de UFC/100mL superiores a 60.000 UFC/100mL, enquanto mais de 75% da primeira campanha ficou abaixo de 40.000 UFC/100mL.

As bacterias heterotróficas podem ser associadas indiretamente a presença de matéria orgânica (M.O), onde quanto maior as concentrações de BH, maiores as quantidade de M.O, corroborando com a informação que as precipitações influenciaram tal fator, principalmente no ponto 4, que por ser último ponto do trecho lótico (região de foz), tem acúmulo de M.O provindo de regiões adjacentes imediatas, e do que veio carreado pelo todo curso d'água, enfatizando também a maior concentração de BH no ponto.

Análises de Toxicidade

Seguidos os 5 dias de incubação na B.O.D, as placas com as sementes foram analisadas para avaliar o efeito da toxicidade das amostras de água. A partir de observações macroscópicas, para ambas campanhas, boa parte das sementes germinaram, apresentando poucas variações em sua estrutura e morfologia, apenas algumas raízes amareladas. Os dados da quantidade média de sementes germinadas e do crescimento médio das radículas são apresentados na Figura 5.

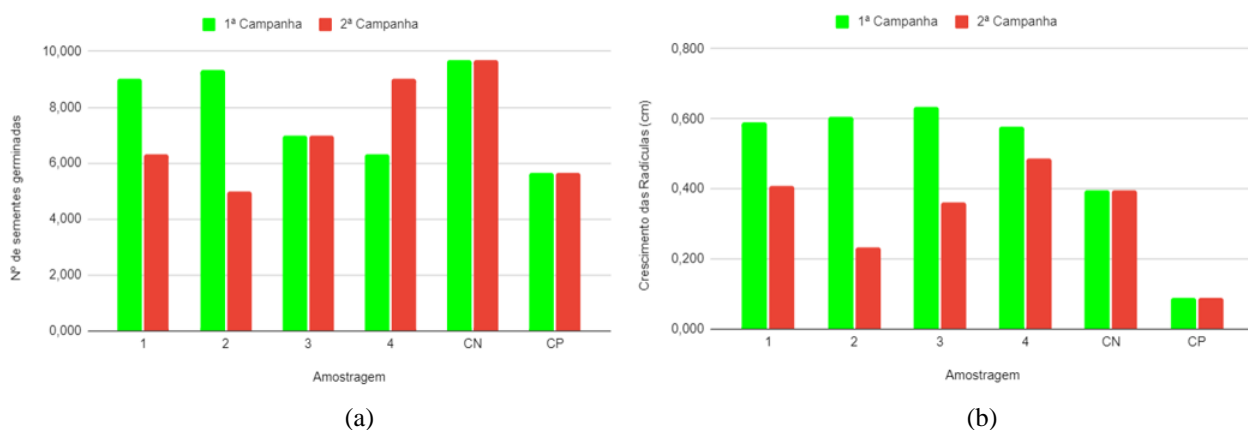


Figura 5: (a) Gráfico comparativos do Nº de sementes germinadas nas duas campanhas de amostragem; (b) Gráfico comparativo do crescimento das radículas nas duas campanhas.

As taxas de germinação foram determinadas dividindo o número de sementes germinadas, pelo número de sementes totais na placa (10), e multiplicando este valor por 100. Analisando a Figura 5.a, a primeira campanha apresenta melhores resultados no ponto 1 e 2, com uma taxa de germinação de 90% e 93,3%, respectivamente, e se equiparando com a segunda campanha no ponto 3 com ambas apresentando uma taxa de 70%, e no quarto ponto amostral, a segunda campanha apresentou maiores taxas, com 90% de germinação, enquanto a primeira apresentou 63,33%. No ponto 2 da segunda campanha obteve-se uma taxa de germinação de 50%, abaixo do valor apresentado pelo controle positivo de toxicidade de 56,67%.

Complementando a análise da germinação com os valores de crescimento das radículas apresentados na Figura 5.b, a primeira campanha apresentou valores próximos de 0,6 cm de crescimento para todo os pontos de coleta, sendo maiores que o controle negativo que se estabeleceu em 0,4 cm, porém a 2ª campanha, apresentou valores abaixo de 0,45 cm para todos os pontos, e demonstrou o mesmo padrão nos dois gráficos, com uma diminuição dos valores do ponto 1 para o ponto 2, e posteriormente um aumento gradativo para os pontos seguintes. Compreendendo as duas variáveis analisadas, se tem que a primeira campanha apresenta melhores condições de germinação e crescimento para as sementes em todos os pontos, exceto no quarto, em que a segunda campanha proporcionou maior número de sementes germinadas, e valores de crescimento de radículas similares a 1ª campanha. O ponto 2 da segunda campanha, para as ambas variáveis, apresentou os menores valores, vindo a indicar uma maior toxicidade nesta área. A diferenciação entre os resultados das campanha indica a influência causada pela chuva no córrego, proporcionando melhores resultados para os períodos menos chuvosos, que também tendem a possuir menor carreamento de resíduos e M.O para o corpo d'água.

A partir dos dados sobre a germinação das sementes e crescimento radicular, os índices de germinação e toxicidade foram determinados e apresentados na Tabela 2.

	Amostragem	GRS (%)	CRR (%)	IG (%)	IGN (%)	IER (%)
<i>1ª Campanha</i>	1	93,10	148,74	138,48	0,38	0,49
	2	96,55	152,94	147,67	0,48	0,53
	3	72,41	159,66	115,62	0,16	0,60
	4	65,52	145,38	95,25	-0,05	0,45
	CN	100,00	100,00	100,00	0,00	0,00
	CP	58,62	22,69	13,30	-0,87	-0,77
	<i>2ª Campanha</i>	1	65,52	102,58	67,21	-0,33
2		51,72	58,82	30,43	-0,70	-0,41
3		72,41	90,76	65,72	-0,34	-0,09
4		93,10	122,90	114,42	0,14	0,23
CN		100,00	100,00	100,00	0,00	0,00
CP		58,62	22,69	13,30	-0,87	-0,77

Tabela 2: Índices de germinação e crescimento das radículas de *Allium cepa* para a 1ª campanha e 2ª campanha
(TG) = Taxa de germinação; (GRS) = Germinação relativa das sementes; (CRR) = Crescimento relativo da radícula; (IG) = Índice de germinação; (IGN) = Índice de germinação residual normalizado; (IER) = Índice de alongamento radical residual normalizado; (CN) = Controle Negativo; (CP) = Controle Positivo.

Analisando os dados da Tabela 2 com relação a GRS, complementa-se e compreende-se de melhor maneira sobre a germinação das sementes, enfatizando as melhores condições de germinação na primeira campanha, apresentando as maiores porcentagens de GRS para os pontos amostrais.

Pelo CRR, a primeira campanha apresentou melhores resultados para o ponto 2 e 3 (152,94% e 159,66%, respectivamente), enquanto na segunda apresentou nos pontos 1 e 4 (102,58 e 122,90%, respectivamente), indicando que as sementes germinadas obtiveram um melhor desenvolvimento na região do trecho médio para a 1ª campanha, e para a 2ª, nos pontos próximos a nascente e foz.

Submetendo os valores percentuais de IGN e IR à avaliação de toxicidade pelo método utilizado por LELES (2017), determina-se a relação germinação-toxicidade (Tabela 3).

Amostragem	1ª campanha		2ª campanha	
	Toxicidade IGN	Toxicidade IER	Toxicidade IGN	Toxicidade IER
1	Hormese	Hormese	Toxicidade Moderada	Hormese
2	Hormese	Hormese	Toxicidade Alta	Toxicidade Moderada
3	Hormese	Hormese	Toxicidade Moderada	Toxicidade Baixa
4	Toxicidade Baixa	Hormese	Hormese	Hormese
CN	Toxicidade Baixa	Toxicidade Baixa	Toxicidade Baixa	Toxicidade Baixa
CP	Toxicidade Muito Alta	Toxicidade Muito Alta	Toxicidade Muito Alta	Toxicidade Muito Alta

Tabela 3: Determinação do nível de toxicidade pelos índices IGN e IER

A toxicidade determinada para a primeira campanha varia entre hormese e toxicidade baixa, apresentando certo grau de toxicidade mais acentuada no ponto 4, mas apenas pelo índice IGN. Enquanto a segunda campanha varia entre hormese e toxicidade alta, onde maior valor de toxicidade se deu no ponto 2 pelo índice IGN, vindo a justificar a dificuldade germinação e crescimento das sementes de *Allium cepa* em tal ponto, nos demais pontos, houve o aumento da toxicidade comparado com a 1ª campanha, exceto no ponto 4, que foi de toxicidade baixa para hormese. O controle positivo e negativo apresentaram valores esperados, com toxicidade muito alta e baixa, respectivamente.

Determinando a toxicidade dos pontos amostrais, compreende-se os melhores resultados de germinação e desenvolvimento das sementes se apresentam na 1ª campanha, e que o período de chuvas afetou de forma significativa a qualidade da água do Córrego Capivara. O grande aumento da toxicidade no ponto 2, pode ser devido ao encanamento que vem do bairro adjacente, que deságua no córrego.

Comparando os dados obtidos de toxicidade, com as análises microbiológicas, determina-se que a região do trecho médio, que compreende o ponto 2 e 3, obteve tanto os maiores valores de toxicidade, e também maior valor de *E.coli* para o ponto 3, demonstrando piores condições ambientais e de qualidade da água na região. As chuvas tiveram grande impacto para ambas análises.

Considerações Finais

Com a realização das análises microbiológicas e de toxicidade da água, foi possível relacionar as características hídricas do Córrego da Capivara com a pressão e influência sofrida do uso e ocupação do solo, predominantemente residencial, e com o regime de chuvas em diferentes intensidades. Ambas as análises evidenciaram a influência das precipitações durante a segunda campanha, que resultou em aumento significativo da toxicidade, especialmente no ponto amostral 2, onde o índice IGN indicou uma transição de hormese para alta toxicidade. Os estudos microbiológicos também revelaram um aumento expressivo de 800% na população de *E.coli* no ponto amostral 3, possivelmente devido ao carreamento de fezes pela chuva. Os resultados do teste com a *Allium cepa* demonstraram variações heterogêneas nos índices de germinação ao longo do córrego, com os pontos de coleta localizados na região mais a montante apresentando taxas de germinação superiores na primeira campanha, enquanto os pontos a jusante apresentaram melhores resultados na segunda campanha.

Agradecimentos

Agradeço a Universidade Tecnológica Federal do Paraná - UTFPR e ao Programa de Iniciação Científica da PROPPG-UTFPR.

Referências Bibliográficas

3M do Brasil. 3M™ Petrifilm™ Aqua Heterotrophic Count. Sumaré-São Paulo. 2021.

3M do Brasil. 3M™ Petrifilm™ para Contagem de E.coli e Coliformes (EC). Sumaré-São Paulo. 2021.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (Brasil). Resolução CONAMA nº 357, 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, Seção 1, p. 58-63.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (Brasil). Resolução CONAMA nº 430, 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução CONAMA 357/2005, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, Seção 1, p. 81-84.

Costa, M.; 1992. Degradação ambiental em microbacia hidrográfica – estudo de caso do Córrego Capivara / Londrina-PR. Universidade Estadual de Londrina.

Esteves, F.; Fundamentos de Limnologia. Interciência, Rio de Janeiro, 2ª ed.

Instituto Água e Terra (IAT).; 2023. Relatório de Alturas de Precipitação. Sistema de Informações Hidrológicas – SIH.

Leles, D.; 2017. Avaliação ecotoxicológica de efluente textil com corante utilizando sementes de *Lactuca* e *Allium cepa*. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias., v.1, 2ª ed.

Paul, M.; Meyer, J.; 2001. Streams in the Urban Landscape. Annual Review of Ecology Evolution and Systematics, p.333-365.

Prestes, R.; Vincenci, K.; 2019. Bioindicadores como avaliação de impacto ambiental. Brazilian Journal of Animal and Environmental Research, v.2, n.4, p. 1473-1493.

Silva, C.; Tofolo, L.;2017. Avaliação do potencial citotóxico e genotóxico do Rio Alegria – PR utilizando bioensaios com *Allium cepa*. Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

Silva, J.; et al.; 2008. Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus. ACTA Amazônica, v. 38, p. 733-742.

Souto, J.; et al.; 2015. Poluição fecal da água: Microorganismos Indicadores. VI Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental.

Teixeira, A.; 2007. Educação ambiental: caminho para a sustentabilidade. Revista Brasileira de Educação Ambiental, nº 2, p. 23-31.

Watkins, K.; 2006. Relatório do Desenvolvimento Humano 2006. Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD).

INVESTIGAÇÃO DA CAPACIDADE DE AUTODEPURAÇÃO DOS CORPOS D'ÁGUA NA ÁREA URBANA DE CAÇAPAVA DO SUL, RS

Guilherme Pacheco Casa Nova ¹; Anelise Marlene Schmidt ²; Leonardo Costa Dias ³

1 Universidade Federal do Pampa, e-mail: guilhermenova@unipampa.edu.br; 2 Universidade Federal do Pampa, e-mail: analiseschmidt@unipampa.edu.br; 3 Universidade Federal do Pampa, e-mail: leonardodias.aluno@unipampa.edu.br

Palavras-chave: Autodepuração; OD/DBO; Modelagem *Streeter-Phelps*

Resumo

A capacidade de autodepuração de cursos d'água localizados na área urbana do município de Caçapava do Sul, RS, foi avaliada através de análises físico-químicas das águas e interpretação por modelagem *Streeter-Phelps*. A avaliação da autodepuração de corpos d'água permite apresentar um diagnóstico sobre a capacidade do sistema hídrico em consumir a matéria orgânica oriunda do despejo de esgoto sanitário lançados ao longo do percurso. Com base nos parâmetros indicadores da qualidade da água, juntamente com o auxílio da modelagem de *Streeter-Phelps*, foi possível estimar a distância e o tempo necessário para as águas desses cursos hídricos recuperarem as características de suas condições naturais e identificar os trechos críticos que apresentaram maior impacto ao ambiente aquático. As médias dos parâmetros pH, OD (oxigênio dissolvido), DBO (demanda química de oxigênio), alcalinidade, dureza e cloreto para os cursos d'água enquadraram-se nos padrões de qualidade da água para corpos d'água classe 2 ou 3. O processo de autodepuração desses cursos d'água apresentou uma eficaz capacidade de depleção de DBO durante o percurso e acréscimo nos níveis de OD. Os dados obtidos no presente trabalho sugerem uma capacidade eficiente de autodepuração dos cursos d'água, onde ocorre tanto a remoção de DBO como a atenuação nos valores dos parâmetros analisados, considerando apenas as distâncias iniciais e finais estipuladas. Portanto, este trabalho poderá contribuir para a geração de estratégias que visam proteger os ecossistemas aquáticos e melhorar a qualidade das águas no município.

Introdução

O abastecimento de água em muitas cidades depende dos recursos hídricos provindos de pequenos arroios, riachos ou sangas que alimentam as barragens de onde é captada a água para ser encaminhada ao tratamento convencional antes de ser distribuída à população. Conhecer a qualidade da água desses afluentes possibilita o estabelecimento de políticas públicas de saneamento para preservação e recuperação desses mananciais.

Assim, observa-se a importância da preservação dos recursos hídricos do planeta e a prevenção da contaminação desta pequena fração. “De maneira geral, pode-se dizer que a qualidade de uma determinada água é função do uso e da ocupação do solo na bacia hidrográfica” (VON SPERLING, 1996, v.1, p.11).

Dessa forma, conhecer a capacidade de autodepuração possibilita avaliar a qualidade da água que chega aos reservatórios e assim proporcionar a tomada de medidas mitigadoras necessárias para garantir os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos estabelecidos pela legislação para águas superficiais utilizadas para o abastecimento humano.

No município de Caçapava do Sul, a água de alguns riachos possui suas nascentes dentro do perímetro urbano e atravessa a área urbana desaguardando em barragens ou em outros afluentes. Durante o percurso, estas águas recebem uma carga de esgotos derivada do sistema de saneamento, acarretando no aumento de matéria orgânica.

O objetivo deste trabalho foi investigar a capacidade de autodepuração dos cursos d'água existentes na área urbana do município de Caçapava do Sul - RS, a fim de obter informações sobre a qualidade de suas águas e conhecermos a eficiência desses cursos d'água em estabilizar a matéria orgânica oriunda dos efluentes lançados no meio aquático.

Autodepuração dos corpos d'água

No processo de autodepuração há um balanço entre as fontes de consumo e de produção de oxigênio (SPERLING, 2007), sendo os principais fenômenos interagentes no consumo de oxigênio: a oxidação da matéria orgânica; a nitrificação; e na produção de oxigênio no sistema aquático: a reaeração atmosférica e a fotossíntese.

A análise da autodepuração de águas nos permite conhecer se a matéria orgânica presente na água está sofrendo degradação e sendo consumida pelo sistema hídrico de forma que a água, ao alcançar os reservatórios (barragens para abastecimento), apresente as condições adequadas e atenda os parâmetros de qualidade da água.

A utilização de modelos matemáticos de qualidade da água permite avaliar os impactos do lançamento das cargas poluidoras e analisar cenários de intervenção e medidas de controle ambiental (PAULA, 2011, p.4).

Dentre estes modelos encontra-se o modelo *Streeter-Phelps*, desenvolvido pelos pesquisadores *Harold Warner Streeter e Earle Bernard Phelps* em 1925. Este modelo considera, no balanço do oxigênio, apenas dois processos: o consumo de oxigênio, pela oxidação da matéria orgânica durante a respiração e a produção de oxigênio pelas reações na troposfera. Além disso, o modelo adota as seguintes simplificações: considera um sistema unidimensional; em regime permanente com vazão e seção constante e o lançamento do efluente pontual e constante.

Metodologia

Os métodos empregados neste trabalho se basearam: na demarcação de três cursos d'água receptores de efluentes domésticos, utilizando imagens de satélite da cidade de Caçapava do Sul, RS, disponíveis no Google Earth; na escolha de pontos para coleta de amostras a montante e a jusante dos pontos onde apresentavam despejo direto de esgoto; na localização de coordenadas através de GPS e nas análises físico-químicas (FUNASA) das amostras de água considerando os parâmetros temperatura (T), potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (σ), oxigênio dissolvido (OD), demanda biológica de oxigênio (DBO_{5,20}), alcalinidade, dureza total e cloretos. As análises foram realizadas no Laboratório de Saneamento e Meio Ambiente (LASAMA) da UNIPAMPA, Campus Caçapava do Sul,

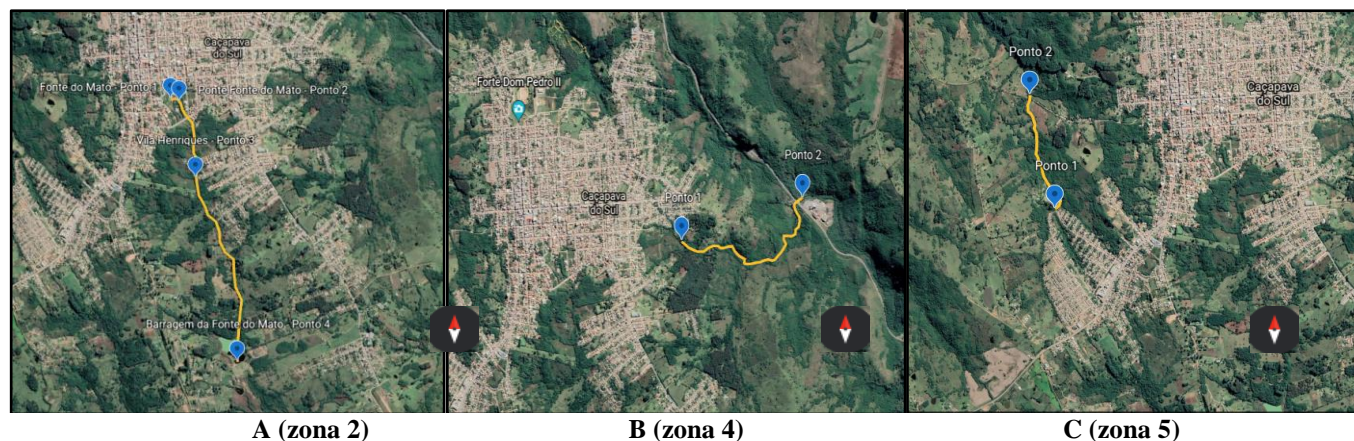
Foram avaliados cursos d'água pertencentes às bacias hidrográficas da área urbana de Caçapava do Sul, localizados em três áreas classificadas como área 2 (zona central), área 4 (zona leste) e área 5 (zona oeste), onde ocorre a recepção da maior parte do esgoto sanitário residencial da cidade. Foram realizadas três coletas de amostras de água nos locais escolhidos e em períodos diferentes para gerar comparações. Esses cursos d'água foram denominados: A (zona 2) com 4 pontos de coleta A₁, A₂, A₃, A₄; B (zona 4) com dois pontos de coleta B₁, B₂; e C (zona 5) com dois pontos de coleta C₁, C₂, (Figura 1).

A zona urbana 2 (curso d'água A), cuja nascente se encontra no Parque Municipal da Fonte do Mato, apresenta, logo após a área da nascente, a recepção de descarga de esgoto, contribuindo para o aumento de matéria orgânica neste curso d'água.

O trajeto do ponto 1 (A₁) até o ponto 2 (A₂) possui cerca de 100m; do ponto 1 (A₁) ao ponto 4 (A₄) cerca de 2.871,6m; o percurso do ponto 2 (A₂) até o ponto 3 (A₃) possui uma distância aproximada de 876,5m; e do ponto 3 (A₃) ao ponto 4 (A₄) cerca de 1.995m. Este curso d'água alimenta uma das barragens onde se encontra um sistema de captação de água. Esta água é bombeada da barragem para a estação de tratamento convencional e depois distribuída à população.

O trecho delimitado para o estudo no curso d'água B (zona 4) possui do ponto 1 (B₁) ao ponto 2 (B₂) aproximadamente 2.075m, sendo que este curso d'água recebe basicamente uma carga orgânica no ponto 1(B₁) provinda da zona leste da cidade e segue por uma área rural em direção à BR 392 e desemboca em outro riacho.

O trecho delimitado no curso d'água C (zona 5) recebe efluentes de esgoto doméstico no ponto 1 (C₁) e segue por uma área rural até o ponto 2 (C₂), tendo aproximadamente um percurso de 1.190 m e continua seu percurso até desembocar em outros afluentes.



Fonte: Google Earth (imagem:12/05/2021); escala 1:1000
Figura 1- Cursos d'água avaliados, Caçapava do Sul, RS

Coleta e análises das águas

As coletas das amostras de água nos pontos referentes aos cursos d'água A, B e C foram realizadas no turno da tarde, nos meses de setembro e novembro de 2021 e em fevereiro de 2022. As condições climáticas em Caçapava do Sul apresentaram-se favoráveis nesses dias, sem precipitação e com temperaturas variando entre 15°C a 30°C.

Nos meses de coleta de setembro e novembro as temperaturas das águas nos locais de coleta oscilaram entre 10°C a 15°C, com variações em trechos com maior turbulência e com maior profundidade, variando entre 8°C a 12 °C. No mês de fevereiro a temperatura da água ficou entre 15°C a 22°C. É importante salientar que no período de verão a estiagem prolongada provocou a diminuição nos volumes de água nos riachos e, conseqüentemente, no nível de água na barragem.

A água do ponto A₁ foi utilizada como referência para os ensaios laboratoriais, visto que não possui turbidez e presença de matéria orgânica provinda de esgotos superficiais.

A escolha de coleta no ponto A₂ justifica-se por receber uma carga de esgoto elevado e apresentar odores característicos causados pela decomposição de matéria orgânica por microrganismos anaeróbios em águas com baixos teores de oxigênio.

Seguindo o percurso, o ponto A₃ recebe carga de esgoto diretamente em seu leito. Nesse trecho observa-se uma maior turbulência nas águas devido a declividade da área. Esse fato auxilia na mistura do efluente no meio hídrico e permite uma maior oxigenação na água, acelerando o processo de depuração da matéria orgânica pelos microrganismos aeróbios.

Após o trecho no ponto A₃, a água atinge o ponto A₄, onde se encontra a barragem cuja finalidade é o abastecimento da população com água tratada e potável. Observa-se um aumento de espécies vegetais aquáticas conhecidas como lentilhas d'água e alfaces d'água cuja multiplicação é um indicativo do excesso de nutrientes no meio.

Para a coleta de amostras das águas no curso d'água B, parte do esgoto da zona 4 da cidade é direcionado para o ponto B₁. Este riacho percorre pela área rural e é canalizado sob a BR 392 até se encontrar com outro riacho, o qual segue o seu curso contornando as empresas de calcário existentes na área.

As coletas no ponto C₁ foram realizadas onde se unem os esgotos e dois cursos d'água cujas nascentes se encontram inseridas na área. Verifica-se muitos resíduos sólidos que são carregados pelas águas, onde podemos encontrar vestígios desses materiais no ponto C₂ distante a 1.200 m.

Resultados e Discussão

Os resultados das análises físico-químicas das águas estão apresentados nas Tabelas 1 e 2, considerando as médias referentes aos meses de coleta e as médias totais para cada parâmetro em estudo.

Os dados dos pontos de coleta (Tabela 1) demonstraram que os cursos d'água caracterizam-se por apresentarem pouca profundidade, ou seja, podem ser considerados como cursos d'água rasos, com profundidade média de 0,20 m e largura de 1,2 m; possuem uma vazão média de 0,020 m³L⁻¹ ou 20,3 Ls⁻¹ e velocidade média de 0,35 ms⁻¹.

De acordo com as análises dos parâmetros avaliados (Tabela 2), as águas podem ser classificadas segundo a resolução CONAMA Nº 357/2005 como sendo classe 2 ou 3.

Pode-se observar que o pH (Tabela 2), mesmo na presença de matéria orgânica derivada da descarga de esgoto ao longo dos trajetos dos cursos d'água, ficou na faixa de 6 a 8, indicando que os sistemas aquáticos conseguem manter um equilíbrio entre os íons H⁺ e OH⁻, permanecendo num pH médio em torno de 7. Isso se enquadra na faixa de pH entre 6 a 9, conforme a resolução CONAMA nº 357/2005 para classes de água 2 ou 3.

Observou-se valores maiores de condutividade justamente nos pontos onde há lançamento de esgoto diretamente no riacho. Vale ressaltar que a influência de períodos pouco chuvosos acarreta maior concentração de íons, fazendo com que aumente a condutividade, como podemos observar no mês de fevereiro (Tabela 2), onde os valores médios de condutividade elétrica aumentaram em todos os riachos.

A análise de alcalinidade (Tabela 2), que permite verificar a capacidade da água em neutralizar os ácidos, apresentou valores médios entre 85 e 115 mgL⁻¹, nos pontos com maior contribuição de esgoto, o que pode estar relacionado a presença de silicatos, fosfatos e substâncias com cargas negativas capazes de neutralizar os íons H⁺.

Na análise de dureza total (Tabela 2) percebeu-se um aumento dos valores nos pontos com entrada de esgoto, ficando entre 50 a 200 mgL⁻¹. Nos pontos mais distantes do lançamento de esgoto notou-se que o sistema hídrico tende a encontrar um equilíbrio para as concentrações de sais que conferem dureza à água.

A Figura 2 apresenta gráficos das concentrações de oxigênio obtidas pelas análises de OD (oxigênio dissolvido) e DBO dos cursos d'água avaliados.

A amostra de água no ponto A₂ (Figura 2) apresentou baixo nível de oxigênio dissolvido, menor do que 2 mgL⁻¹. Isso se deve ao fato de que nesse ponto há pouca turbulência na água e um volume de despejo de esgoto suficiente para influenciar no consumo de oxigênio ocasionando em uma DBO com valores elevados, pois existe uma carga orgânica concentrada no local. De acordo com os valores mínimos de oxigênio dissolvido de 5 e 4 mg de O₂L⁻¹ (CONAMA, res. 357) permissíveis para águas de classe 2 e 3, respectivamente, observa-se que há um déficit de oxigênio nesse ponto.

Pelos ensaios de DBO_{5,20} foram obtidos valores maiores justamente nos pontos onde a concentração de efluentes é maior (Figura 2). Isto significa que há um consumo de oxigênio para que os microrganismos possam oxidar a matéria orgânica.

As análises de cloreto indicaram os maiores valores no curso d'água C por receber diretamente a maior carga de esgoto doméstico (Tabela 2).

Segundo a Resolução Nº 357 do CONAMA, os limites da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) estabelecidos para as águas doces de classes 2 e 3 poderão ser elevados caso o estudo da capacidade de autodepuração do corpo receptor demonstre que as concentrações mínimas de oxigênio dissolvido (OD) previstas não serão desobedecidas, nas condições de vazão de referência, com exceção da zona de mistura.

Pontos de coleta	Coordenadas	Altitude (m)	Velocidade			Área da seção transversal (m ²)	Vazão média (m ³ /s)	Vazão média (L/s)
			média (m/s)	Largura (m)	Profundidade média (m)			
A1	22 J 0261197 UTM 6621044	430	n m *	n m *	n m *	n m *	0,0005	0,5
A2	22 J 0261268 UTM 6621026	425	0,35	1,20	0,12	0,14	0,011	10,7
A3	22 J 0261464 UTM 6620258	400	0,60	1,10	0,20	0,22	0,028	28,1
A4	22 J 0261993 UTM 6618426	366	0,33	1,00	0,20	0,20	0,014	14,0
B1	22 J 0262584 UTM 6621228	385	0,28	1,50	0,15	0,23	0,013	13,4
B2	22 J 0263881 UTM 6621694	242	0,35	1,50	0,20	0,30	0,022	22,3
C1	22 J 0259759 UTM 6620450	346	0,44	1,70	0,20	0,34	0,032	31,8
C2	22 J 0259483 UTM 6621535	306	0,53	1,20	0,15	0,18	0,020	20,3
Média	-----	376	0,35	1,20	0,20	0,22	0,020	20,3

*n m - não mensurável

Tabela 1- Dados dos pontos de coletas

Parâmetros / curso d'água	Setembro 2021			Novembro 2021			Fevereiro 2022			Valores médios		
	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C
pH	6,6	7,1	7,0	6,8	7,3	7,1	7,0	6,5	7,1	6,8	7,0	7,1
Condutividade (µS/cm)	284,5	320,4	278,3	285,7	322,5	365,5	300	482,0	634,5	290,1	375,0	426,1
OD (mgO₂/L)	4,3	5,5	5,5	5,0	5,5	7,1	4,8	7,5	8,6	4,7	6,2	7,1
DBO_{5/20} (mgO₂/L)	8,6	9,2	9,3	4,6	3,8	5,0	7,9	1,5	1,6	7,0	4,8	5,3
Alcalinidade (CaCO₃ mg/L)	115,5	131,0	111,0	104,3	175,4	130,0	35,3	36,0	46,0	85,0	114,1	95,7
Dureza total (CaCO₃ mg/L)	110,3	128,0	130,0	44,3	59,5	63,3	107,8	166,5	193,0	87,5	118,0	128,8
Cloretos (mgCl⁻/L)	23,8	27,0	31,5	21,5	22,5	63,3	25,0	38,0	59,0	23,4	29,2	51,3

Tabela 2- Valores dos parâmetros analisados

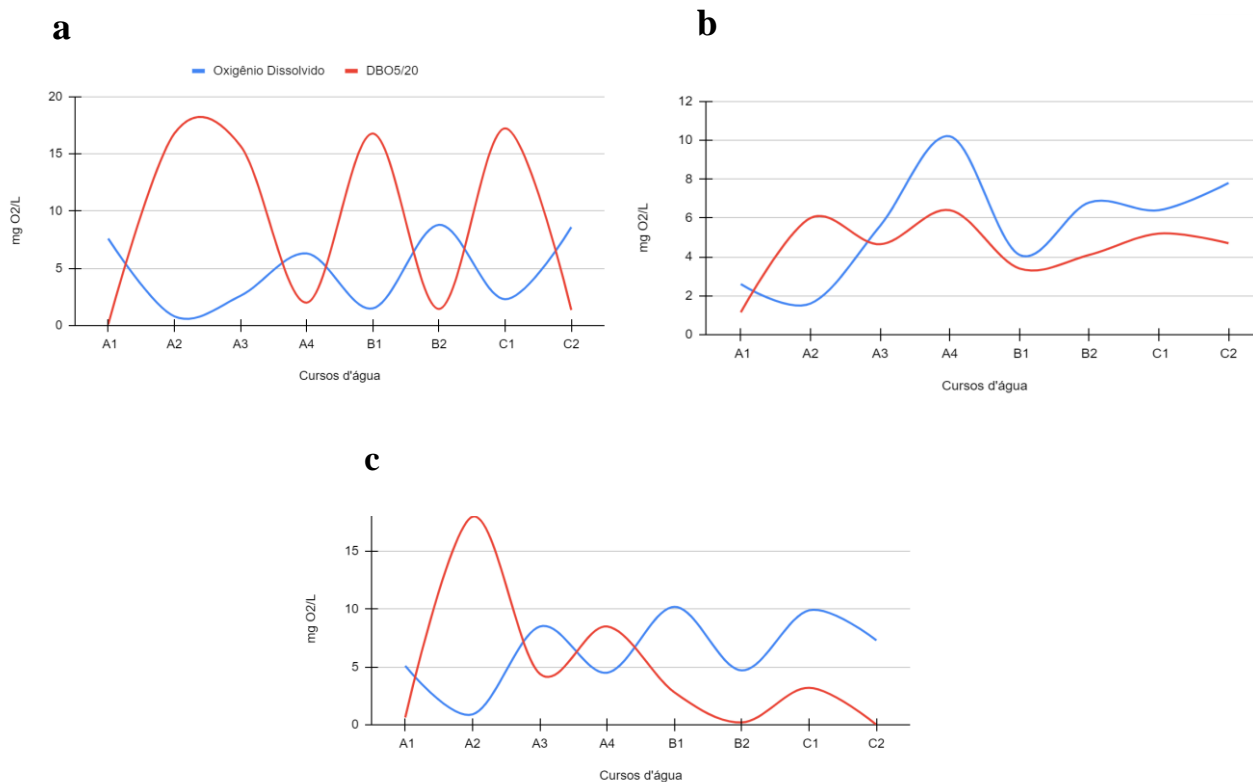


Figura 2- OD e DBO em setembro(a), novembro(b) e fevereiro(c)

Modelagem de Streeter-Phelps

Para a aplicação da modelagem de *Streeter-Phelps* relacionou-se os valores teóricos e valores médios observados experimentalmente para estimar a concentração existente de oxigênio dissolvido existente (C_t). A equação abaixo foi utilizada para o cálculo desta concentração:

$$C_t = C_s - [(k_1 - L_0 / k_2 - k_1) \cdot (e^{-k_1 \cdot t} - e^{-k_2 \cdot t}) + D_0 \cdot e^{-k_2 \cdot t}] \quad (1)$$

onde:

C_t = concentração de oxigênio dissolvido existente (mg/L)

C_s = concentração de oxigênio para saturação (mg/L)

k_1 = coeficiente de desoxigenação

k_2 = coeficiente de reoxigenação

L_0 = demanda última de oxigênio (mg/L)

$D_0 = C_s - C_0$

C_0 = concentração de oxigênio da mistura (mg/L)

t = tempo (dia)

Após efetuar os cálculos para os cursos d'água A, B e C, os resultados foram plotados em gráficos C_t versus Tempo e C_t versus Distância (Figura 3). Dessa forma, a concentração de oxigênio dissolvido foi avaliada ao longo do trajeto estimando a distância e o tempo necessário para que o sistema hídrico atingisse o equilíbrio.

A modelagem de *Streeter-Phelps* mostrou uma estimativa equivalente aos valores experimentais, mostrando que os níveis de OD nos riachos alcançaram valores próximos de $10 \text{ mg O}_2\text{L}^{-1}$. Os gráficos mostram que o curso d'água A necessitou de aproximadamente 0,064 dia, correspondente a 1 hora e 30 minutos e cerca de 2,3 km para atingir o equilíbrio de C_t . O curso d'água B, necessitou de aproximadamente 0,057 dia, correspondente a 1 hora e 22 minutos em um trecho de 1,5 km e o curso d'água C, aproximadamente, 0,050 dia, equivalente a 1 hora e 12 minutos em um trecho de 2 km para degradar a matéria orgânica despejada no afluente e, conseqüentemente, resultar em efetividade no processo de autodepuração.

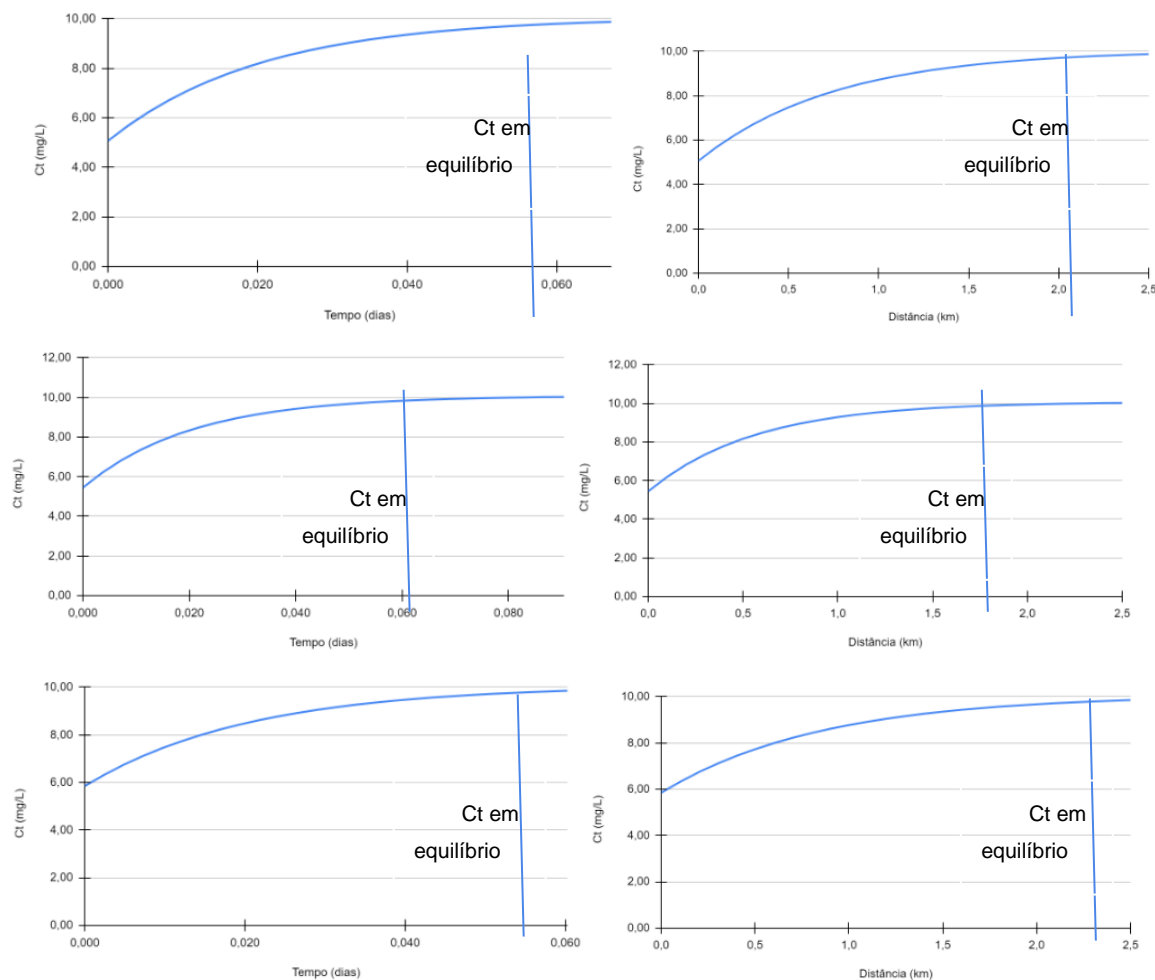


Figura 3- Modelagem de *Streeter-Phelps* para os cursos d'água A, B e C

Considerações Finais

Os cursos d'água avaliados apresentam características semelhantes e valores mais elevados de DBO no ponto A₂, indiferentemente do período em que foram realizadas as coletas das amostras, indica que este local está recebendo constantemente elevada carga de efluente doméstico.

Os valores de oxigênio dissolvido aumentaram nos períodos em que a frequência e o volume de chuvas diminuíram e nos locais onde o lançamento de efluente reduziu, devido à movimentação do fluxo das águas dos riachos, alcançando valores próximos de 10 mg O₂L⁻¹. Isso indica que o sistema está conseguindo adicionar oxigênio suficiente na água, sendo que os riachos B e C apresentaram as melhores concentrações de oxigênio dissolvido em suas águas.

Os resultados de OD e DBO obtidos em laboratório evidenciaram que ocorreu uma eficaz depleção da matéria orgânica aliado ao aumento de oxigênio dissolvido. Estas informações foram importantes para estimar através da modelagem de *Streeter-Phelps* quais os trechos de maior criticidade e qual a distância necessária para que a DBO em cada curso d'água se enquadre nos parâmetros sugeridos pelas resoluções dos órgãos ambientais.

Os cálculos obtidos por *Streeter-Phelps* indicaram uma distância de aproximadamente 1km como sendo a zona de decomposição da matéria orgânica (zona mais crítica), e após essa distância o sistema entra na zona de recuperação até atingir a zona de água limpa, obedecendo às etapas da autodepuração.

Os cursos d'água apresentaram um sistema onde a taxa de reaeração das águas é maior que a taxa de desoxigenação ao longo do percurso, o que significa que o meio consegue estabelecer o equilíbrio de oxigênio dissolvido muito próximo à concentração de saturação (10mgO₂/L) para dada altitude e temperatura, ocorrendo uma autodepuração do efluente com uma remoção de DBO maior do que 50 %.

Os dados obtidos no presente trabalho sugerem uma capacidade eficiente de autodepuração dos cursos d'água, onde ocorre tanto a remoção de DBO como a atenuação nos valores dos parâmetros analisados, considerando apenas as distâncias iniciais e finais estipuladas.

Cumpramos ressaltar que o processo de autodepuração está relacionado apenas à degradação da matéria orgânica no curso d'água, sendo que os microrganismos patogênicos existentes nos esgotos permanecem presentes. Portanto, é fundamental o tratamento convencional desses recursos hídricos para abastecimento público do município com água potável de qualidade.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Centro de Ciência e Tecnologia Ambiental (CCTA) da Universidade Federal do Pampa (UNIPAMPA), Campus Caçapava do Sul, por possibilitar as análises para este estudo.

Referências Bibliográficas

BRASIL, Resolução CONAMA nº357 de 17 de março de 2005. **Classificação de águas, doces, salobras e salinas do Território Nacional**. Publicado no Diário Oficial da União, 2005.

BRASIL, Ministério da Saúde, **Manual prático de análise de água**. FUNASA, Fundação Nacional de Saúde (2013, 4ª edição).

PAULA, Liliane Magnavaca de. **Avaliação da qualidade da água e autodepuração do rio Jordão, Araguari (MG)**. Dissertação (Mestrado em engenharia civil) - programa de pós-graduação em engenharia civil, Universidade Federal de Uberlândia. Minas Gerais, p.177. 2011.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2º ed., UFMG, Belo Horizonte, 246p.1996.

VON SPERLING, Marcos. **Princípios de tratamento biológico de águas residuárias: introdução e qualidade das águas e do tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 1996.

VON SPERLING, Marcos. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.7. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.

ANÁLISE DA TOXICIDADE E QUALIDADE DA ÁGUA DO CÓRREGO CAPIVARA EM LONDRINA - PARANÁ

1Paula Yuri Taniwaki, 2Maria Eduarda Aranega Pesenti, 3Stephanie Luana Urata, 4Vitor Antonio Campos, 5Thiago Andrade Marques, 6Kátia Valéria Marques Cardoso Prates

1Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Campus Londrina, e-mail: taniwaki@alunos.utfpr.edu.br; 2Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: mariapesenti@alunos.utfpr.edu.br; 3Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: stephanieurata@alunos.utfpr.edu.br; 4Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: vcampos@alunos.utfpr.edu.br; 5Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: thiagomarques@utfpr.edu.br; 6Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: kprates@utfpr.edu.br

Palavras-chave: Parâmetros físico-químicos; *Allium cepa*; Pressão urbana.

Resumo

O crescimento das áreas urbanas causa impactos ambientais negativos para os corpos hídricos, influenciando na sua qualidade. Com isso, faz-se necessário, além de políticas ambientais, a realização de estudos de monitoramento ambiental para averiguar a qualidade da água de corpos hídricos e a sua relação com o uso e ocupação do solo. Neste cenário, o presente trabalho tem como objetivo avaliar a qualidade da água do Córrego Capivara, afluente do Ribeirão Cambé, localizado totalmente na área urbana do município de Londrina - PR com proximidade a áreas residenciais e ao Lago Igapó I, área de lazer da cidade. Essa avaliação foi feita por meio de análises físico-químicas de turbidez, pH, sólidos dissolvidos totais, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido, e por meio de bioensaios de toxicidade com a utilização de sementes de *Allium cepa*, relacionando os resultados com o uso e ocupação no entorno da microbacia. Foram determinados 4 pontos de coleta e, a fim de verificar o comportamento dos resultados em diferentes índices pluviométricos foram realizadas duas campanhas, a primeira realizada na primavera, em novembro de 2022, com índice pluviométrico de 78,5mm e a segunda realizada no verão, em março de 2023, com índice pluviométrico de 125,7mm. Todos os pontos amostrais ultrapassaram o valor máximo de condutividade elétrica estabelecido pela CETESB, sendo maiores na campanha realizada no verão, e não atingiram o valor mínimo de OD estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005. Pelos ensaios de toxicidade, a coleta realizada no verão apresentou os índices mais tóxicos. Constata-se que a pluviosidade e o uso e ocupação do solo no entorno da área de estudo influenciaram na qualidade da água, porém a vegetação existente no entorno do Córrego serve como uma proteção do curso d'água, principalmente na contenção de processos erosivos.

Introdução

A transformação das sociedades rurais em urbano-industriais associada ao aumento populacional e, consequentemente, maior exploração dos recursos naturais e geração de resíduos contribuiu para a proliferação da contaminação hídrica (PEREIRA, LIMA, 2007). Esta pode ocorrer de maneira direta, por meio do despejo de efluentes, ou indireta, pelo acúmulo de substâncias no solo, que podem chegar até os corpos d'água. (CORT, GHISI, 2014)

Quando se trata de corpos hídricos urbanos, é essencial estabelecer uma relação com as bacias hidrográficas. Estas são caracterizadas como toda a área de captação natural da chuva, delimitada por divisores de águas nas áreas mais elevadas, que escoam superficialmente para o corpo de água principal ou para os seus afluentes, que são os seus contribuintes (SEMA, 2023). Dessa forma, entende-se que a bacia hidrográfica consiste na interação dos efeitos naturais ou antrópicos sobre todos os seus afluentes, considerando o curso d'água sempre o resultado da contribuição da sua bacia hidrográfica (ARAÚJO et al., 2009). No final, os escoamentos são convergidos para o exutório, o único ponto de saída.

Diante disso, enxerga-se a necessidade de estudos de monitoramento da qualidade da água, principalmente quando se trata dos seus principais usos, como o abastecimento humano. Uma das formas de monitoramento é por meio de análises físico-químicas, utilizando, por exemplo, os parâmetros de pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos.

Além das análises físico-químicas, uma outra forma de monitorar a qualidade da água é por meio de ensaios de toxicidade. De acordo com NBR 10004/2004 (BRASIL, 2004), toxicidade é a “propriedade potencial que o agente tóxico possui de provocar, em maior ou menor grau, um efeito adverso em consequência de sua interação com o organismo” em um determinado tempo e em concentrações específicas. Entre esses efeitos adversos, incluem-se a imobilidade, a mortalidade e a redução do crescimento dos organismos-teste (ARRAES, LONGHIN, 2012).

Entre os ensaios que relacionam a inibição do crescimento de organismos-teste, como exemplos, têm-se os testes de inibição de crescimento algal para a *Chlorella vulgaris* e teste de inibição do crescimento e da fluorescência de *Scenedesmus scusplicatus*. Ambos são métodos bastante utilizados em testes de avaliação de toxicidade de efluentes. (RUBINGER, 2009)

Segundo Guerra (2009), os ensaios fitotóxicos são um dos métodos mais utilizados para determinar a toxicidade de amostras de água e sedimento devido à sensibilidade das sementes. Nesse sentido, o teste com *Allium cepa*, é considerado um teste eficaz pois, além da sua elevada sensibilidade, é um ensaio de baixo custo, rápida execução e facilidade de manipulação,

além de boa correlação com outros bioensaios (ARRAES, LONGHIN, 2012).

Diante do exposto, o objetivo deste trabalho pauta-se em avaliar a qualidade da água do Córrego Capivara, localizado na bacia do Ribeirão Cambé no município de Londrina (PR) por meio de análises físico-químicas e bioensaios de toxicidade utilizando sementes de *Allium cepa*, nos períodos de primavera e verão, comparando com os resultados com a Resolução CONAMA 357/2005 e, também, com a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Para complementar o estudo, foi feita uma análise do uso e ocupação do solo nessa região da bacia a fim de entender os efeitos antrópicos sobre a qualidade do corpo hídrico.

Material e Métodos

Caracterização da área de estudo

O município de Londrina, localizado no norte do Estado do Paraná, possui uma população de 555.937 habitantes e uma área de 1652,569 km² (IBGE, 2022) e área urbanizada de 129,44 km² (IBGE, 2019). Em 2010, apresentou um índice de urbanização de 97,4%, enquanto a média brasileira era de 84,35% (IBGE, 2010). O município possui 5 bacias hidrográficas, sendo a bacia do Ribeirão Cambé uma das maiores. Esta bacia possui uma área de aproximadamente 77,20 km² e seu principal curso d'água apresenta um comprimento de 25 km, com sua nascente localizada no município de Cambé, atravessando o município de Londrina até atingir o Ribeirão Três Bocas e desembocar no rio Tibagi. (ARAÚJO, 2004; GASPARG, 2016)

Neste estudo, foram selecionados 4 pontos ao longo do Córrego Capivara, afluente do Ribeirão Cambé, para a coleta de amostras de água, representados na Figura 1. O ponto 1 (-23°20'26"S -51°10'22"W) é o mais próximo à nascente do córrego. É caracterizado pela presença de vegetação densa, proximidade com residências e foi observado alguns afloramentos de água no solo. Além disso, foi observado a presença de canalizações antigas, uma ligação clandestina de esgoto doméstico e presença de resíduos sólidos no corpo hídrico.

O ponto 2 (-23°20'23"S -51°10'7"W) e o ponto 3 (-23°20'29"S -51°9'55"W) possuem características semelhantes, ambos estão próximos a avenidas com grande fluxo de veículos, possuem vegetação densa no seu entorno, presença de resíduos sólidos e estão menos próximos das zonas residenciais em comparação com os outros pontos de coleta.

Por fim, o ponto 4 (-23°20'23"S -51°9'47"W) está localizado na foz do córrego, com deságue no Lago Igapó I. Está localizado ao lado de residências, sendo o ponto de coleta mais próximo de áreas residenciais, e suas margens são canalizadas. Isso contribui para maior presença de resíduos sólidos no corpo hídrico em comparação com os outros pontos de coleta.

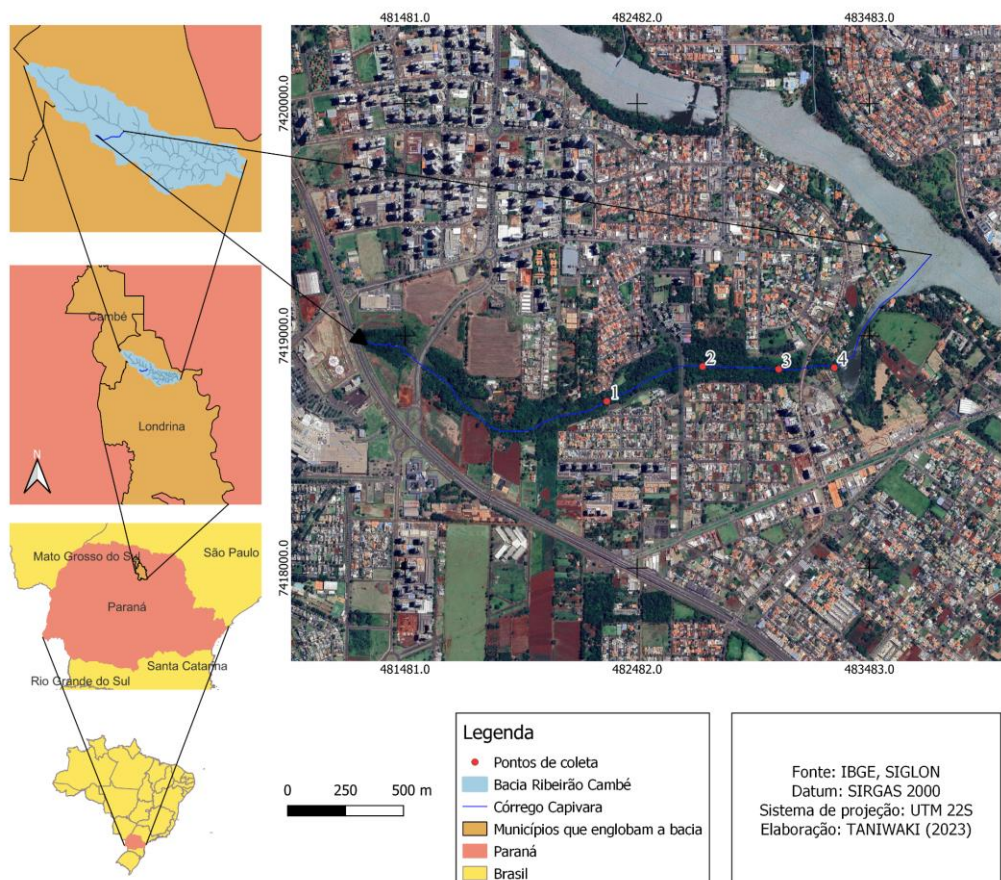


Figura 1: Localização dos pontos de coleta no Córrego Capivara.
Fonte: Autoria própria (2023).

As análises de uso e ocupação no entorno da microbacia de estudo foram feitas por meio de visitas à campo e por imagens de satélite do Google Earth. O Córrego Capivara possui predominância de área residencial no seu entorno e está inserido totalmente em ambiente urbano (MARCHI, 2022). As imagens dos pontos de coleta estão representadas na Figura 2.

Análises físico-químicas

Na primeira campanha, realizada na primavera, todas as amostras foram coletadas em triplicata. Já na segunda campanha, realizada no verão, foi feita triplicata nos três primeiros pontos e duplicata no quarto ponto. Utilizou-se um coletor de água para coletar as amostras, começando pelo ponto mais próximo à jusante, para evitar o transporte de sedimentos ao longo do corpo hídrico e alteração dos resultados. Depois, cada amostra foi transferida para um frasco limpo de 100 mL, para realização da análise físico-química e um frasco estéril de 100 mL para realização dos testes de toxicidade. Após a coleta, os frascos foram armazenados em caixa térmica com gelo seco a fim de manter a temperatura abaixo de 10°C até a realização das análises laboratoriais.

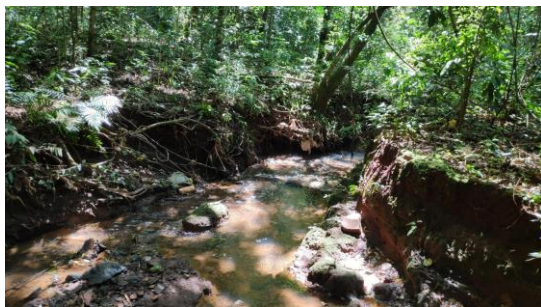
Em relação às análises físico-químicas, na primeira campanha, foram analisados três parâmetros: pH, condutividade elétrica e turbidez, utilizando o pHmetro, condutivímetro e turbidímetro de bancada, respectivamente. Já na segunda campanha, foi utilizado um medidor multiparâmetro portátil. Com isso, as análises físico-químicas foram feitas *in loco* e foi possível analisar, além dos parâmetros citados anteriormente, a concentração de oxigênio dissolvido (mg/L) e a concentração de sólidos dissolvidos totais (ppm).



(a)



(b)



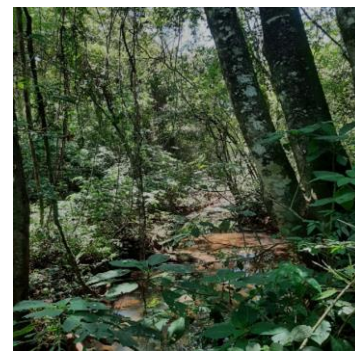
(c)



(d)



(e)



(f)



(g)



(h)

Figura 2: Pontos de coleta, (a) Canalização antiga no ponto 1, (b) Presença de resíduos sólidos no ponto 1, (c) Curso d'água no ponto 2, (d) Presença de vegetação densa no entorno do ponto 2, (e) Corpo hídrico no ponto 3, (f) Vegetação no entorno do ponto 3, (g) Foz do Córrego Capivara no ponto 4, (h) Presença de resíduos sólidos no ponto 4.

Fonte: Autoria própria (2023).

Testes de toxicidade com *Allium cepa*

Para os testes de toxicidade utilizando sementes de *Allium cepa*, foram utilizadas placas de Petri com papel filtro circular posicionadas em seu interior. Para esterilizá-las, as placas foram expostas à luz ultravioleta por 15 minutos na capela de fluxo laminar.

Depois, inoculou-se 2 mL de cada amostra de água em cada placa devidamente identificada e foram adicionadas 10 sementes de *Allium cepa* em cada uma delas. Também foram montadas placas para o controle positivo, inoculando-se 2mL de solução de sulfato de cobre 0,1 mg/L e para o controle negativo, 2 mL de água destilada. Os testes foram feitos em triplicata. Montados os testes de germinação das sementes, as placas foram reservadas em uma caixa fechada, para impedir a interferência da luz no processo de germinação das sementes e incubadas na estufa BOD a 25°C por 4 dias.

Após esse período, foi feita a análise macroscópica da germinação das sementes de acordo com os seguintes passos: 1) contagem do número de sementes germinadas, 2) medição do tamanho das raízes das sementes germinadas (crescimento radicular), 3) identificação de alterações nas raízes (mudança de cor, formato, textura, espessura e comprimento).

Com esses dados, foram calculados: a germinação relativa de sementes (GRS), o crescimento relativo da radícula (CRR), o índice de germinação (IG), o índice de porcentagem de germinação residual normalizado (IGN) e, por fim, o índice de porcentagem de alongamento radical residual normalizado (IER). Na Tabela 1, apresenta-se as equações para os cálculos dos índices:

Índice	Equação
Germinação relativa de sementes (GRS)	$GRS (\%) = \frac{\text{número de sementes germinadas com amostra}}{\text{número de sementes germinadas no controle negativo}} \times 100$
Crescimento relativo da radícula (CRR)	$CRR (\%) = \frac{\text{comprimento médio da radícula com amostra}}{\text{comprimento médio da radícula no controle negativo}} \times 100$
Índice de germinação (IG)	$IG (\%) = \frac{GRS \times CRR}{100}$
Índice de germinação residual normalizado (IGN)	$IGN (\%) = \frac{Germ\ x - Germ\ controle}{Germ\ controle}$ <p>Em que, <i>Germ x</i> é a porcentagem média de sementes germinadas em cada amostra; <i>Germ controle</i> é a porcentagem de sementes germinadas no controle.</p>
Índice de alongamento radicular residual normalizado (IER)	$IER (\%) = \frac{Along\ x - Along\ controle}{Along\ controle}$ <p>Em que, <i>Along x</i> é o comprimento médio da radícula de sementes germinadas em cada amostra; <i>Along controle</i> é o comprimento médio da radícula das sementes germinadas no controle</p>

Índice de Crescimento Radicular (ICR)

$$ICR (\%) = \frac{CRA}{CRCN}$$

Em que,

CRA é o comprimento da radícula da amostra

CRCN: comprimento da radícula no controle negativo

Tabela 1: Equações para o cálculo dos índices macroscópicos referentes aos ensaios de toxicidade utilizando *Allium cepa*.
Fonte: Adaptado de Leles (2017) e Hoekstra, Bosker e Lantinga (2002).

Segundo a metodologia de González et. al (2011), os índices IGN e IER expressam níveis de toxicidade de acordo com os intervalos:

- maior que 0: hormese
- 0 a -0,25: toxicidade baixa
- -0,25 a -0,5: toxicidade moderada
- -0,5 a -0,75: toxicidade alta
- -0,75 a -1,0: toxicidade muito alta

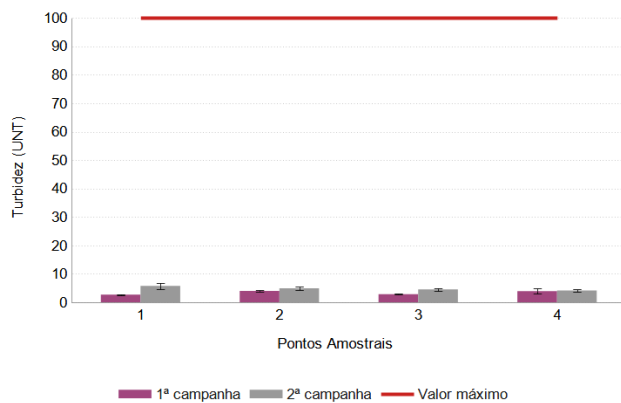
Hormese é o efeito estimulante causado por baixas doses de contaminante, porém não significa que o contaminante é benéfico para o organismo teste. (JACOB, 2014)

Precipitação pluviométrica

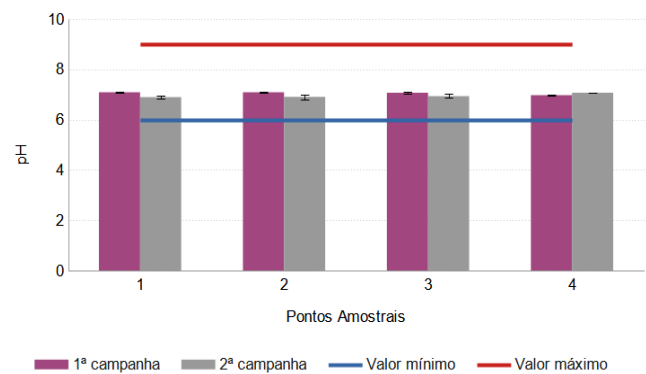
Para entender a relação da precipitação pluviométrica com o resultado das análises físico-químicas e de toxicidade foram elaborados gráficos do volume de precipitação pluviométrica correspondente aos meses da primavera (outubro, novembro e dezembro de 2022) e do verão (janeiro, fevereiro e março de 2023) utilizando os dados obtidos pelo Sistema de Informações Hidrológicas do Instituto Água e Terra (IAT) da Estação São Luiz. Além disso, foi analisada a precipitação acumulada de 14 dias antes da realização das coletas de água.

Resultados e Discussão

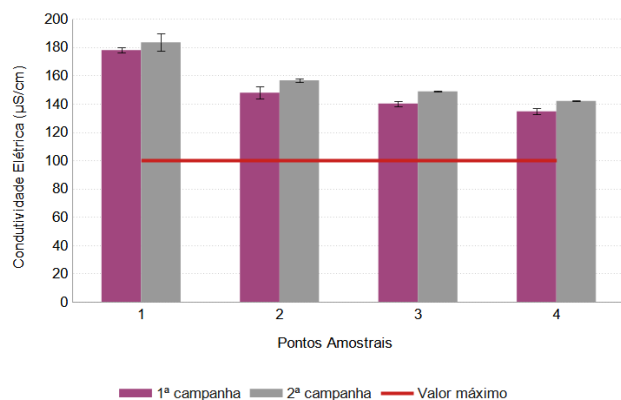
Análises físico-químicas



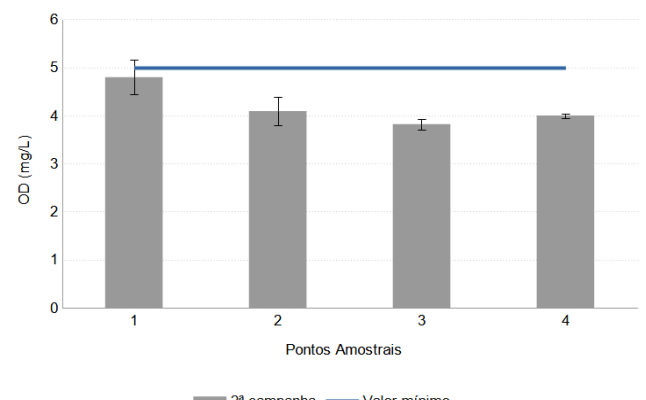
(a)



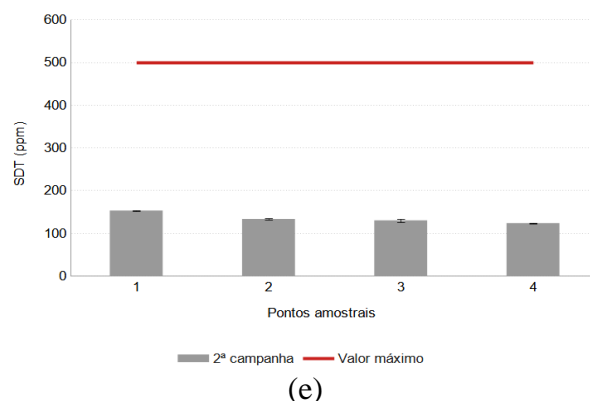
(b)



(c)



(d)



(e)

Figura 3: Resultado das análises físico-químicas, (a) turbidez, (b) pH, (c) condutividade elétrica, (d) oxigênio dissolvido (OD), (e) sólidos dissolvidos totais (SDT)

Valores de referência de turbidez, pH, OD e SDT = Resolução CONAMA n° 357/2005; condutividade elétrica = CETESB, 2019. Fonte: Autoria própria (2023)

De acordo com os gráficos apresentados na Figura 3, os parâmetros de turbidez, pH e SDT, nas duas campanhas, estão de acordo com os limites estabelecidos pela CONAMA 357/2005. Em relação à turbidez, percebe-se que os valores da segunda campanha (valor médio de 4,91 UNT) são mais elevados que os resultados encontrados na primeira campanha (valor médio de 3,39 UNT). Isso pode ser explicado pelo período de chuvas mais intenso no verão, que contribuem para o escoamento superficial e transporte de sedimentos e impurezas para o corpo hídrico, tornando as águas mais turvas (Figura 4). A precipitação total da primavera (1ª campanha) acumulou 360,4 mm, já a do verão (2ª campanha) 556,0 mm. A precipitação de 14 dias antes da realização da 1ª campanha acumulou 33,4 mm e da 2ª campanha, 51,3 mm. É possível observar que o verão foi o período mais chuvoso, com destaque para o mês de fevereiro de 2023, com uma precipitação mensal próxima de 300 mm.

Além disso, outro fator contribuinte para uma maior turbidez da água é a erosão nas margens, como pode ser observado na Figura 2 (c), principalmente nos pontos 3 e 4. Ela contribui para o carreamento de sedimentos para o curso d'água. Apesar disso, os valores de turbidez ficaram bem abaixo do valor máximo definido pela Resolução Conama 357/2005, o que pode ser explicado pela existência de muitas áreas impermeabilizadas no entorno do córrego. (LUIZ, PINTO, SCHEFFER, 2012)

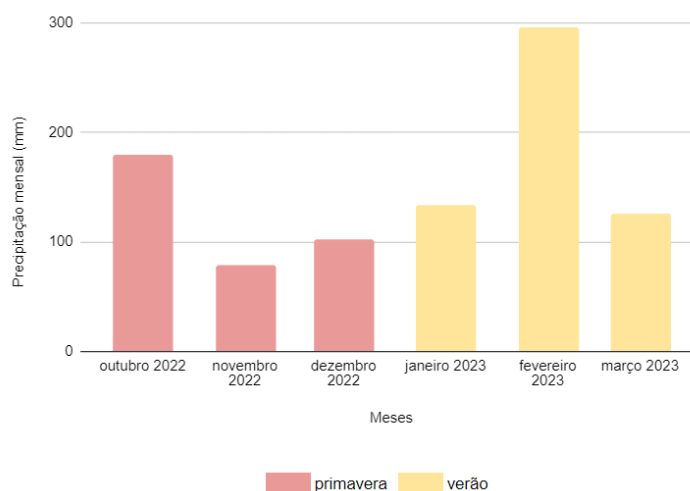


Figura 4: Índices de precipitação mensal das estações de primavera e verão no município de Londrina - PR. Fonte: Adaptado de IAT (2023).

Os valores de pH da 1ª campanha (6,94) e da 2ª campanha (7,05) encontram-se próximos. Houve maior índice de precipitação no verão que na primavera, como observado na Figura 4, porém não foi observada a influência da precipitação no pH.

Os valores de SDT da 2ª campanha apresentaram-se abaixo do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005, com uma média de 135,36 ppm. Para a condutividade elétrica, os valores encontrados na 2ª campanha (159,15 $\mu\text{S}/\text{cm}$) foram maiores que a primeira (150,10 $\mu\text{S}/\text{cm}$), porém ambas apresentaram um comportamento similar. Todos os valores ultrapassaram o padrão de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, estabelecido pela CETESB, indicando ambientes impactados. O ponto 1, apresentou os maiores valores de condutividade elétrica, nas duas campanhas. Esses valores elevados de condutividade elétrica podem ter relações com as ligações clandestinas nas redes de drenagem de águas pluviais, observadas neste ponto de coleta, mesmo com o município apresentando uma boa cobertura de esgotamento sanitário. Em 2010, o município possuía um atendimento de 85,2% da população (IBGE, 2010) e em 2021, aumentou para 95% (AEN, 2021).

Segundo Esteves (2011), a condutividade elétrica muda com a sazonalidade sendo menor no período chuvoso por causa do aumento do fator de diluição dos íons, porém, o contrário foi observado nas análises realizadas. Uma possibilidade é o carreamento de poluentes na água pela chuva.

Em relação ao OD, todos os pontos da 2ª campanha mostraram-se abaixo de 5 mg/L, com uma média de 4,19 mg/L. Segundo Cangani et al (2008), as baixas concentrações de oxigênio nos corpos hídricos são provocadas principalmente por despejos de origem orgânica. Em períodos mais chuvosos, há maior carreamento de matéria orgânica para a água, o que diminui os índices de OD e, por outro lado, aumenta os índices de condutividade elétrica, o que é confirmado na Figura 3 (c), em que todos os valores ultrapassaram o limite estabelecido pela CETESB. Ainda, nos pontos 2, 3 e 4 foi observado um maior sombreamento sobre o corpo d'água devido à presença de vegetação nas margens. Com isso, há menor incidência de luz na água, o que limita a produção primária, diminuindo, assim, os níveis de OD. (CARDOSO, NOVAES, 2013)

Testes de toxicidade com *Allium cepa*

Na Figura 5, apresenta-se o gráfico boxplot do crescimento médio radicular (cm) de cada ponto de coleta nas duas campanhas.

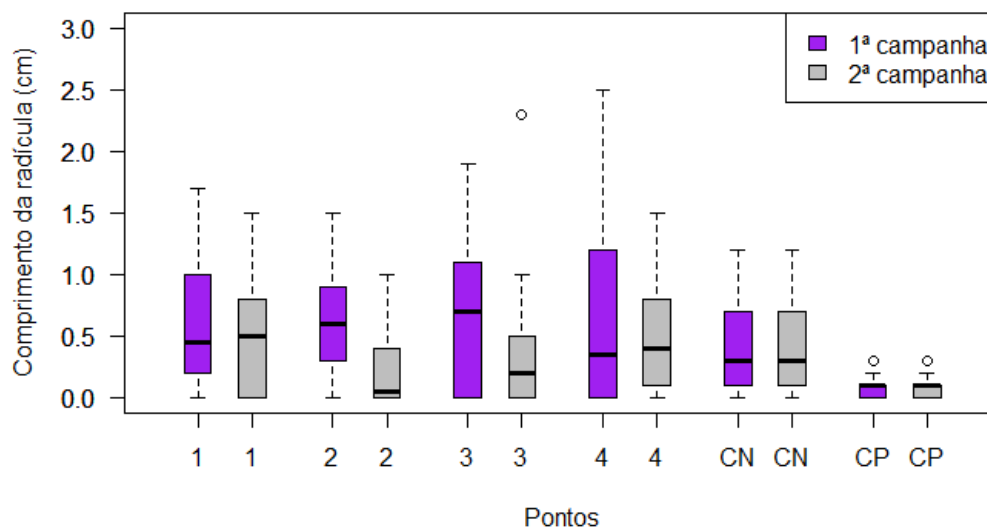


Figura 5: Crescimento médio radicular dos pontos de coleta.
Fonte: Autoria própria (2023).

Na Tabela 2, encontram-se os índices macroscópicos calculados a partir do teste de toxicidade para a primeira e segunda campanha.

1ª campanha (primavera) - Novembro 2022									
Pontos de coleta	Comprimento radicular (cm)		TG (%)	GRS (%)	CRR (%)	IG (%)	ICR (%)	IGN (%)	IER (%)
	Média	Desvio-padrão							
1	0.59	0.46	90	93.10	148.74	138.48	148.74	0.38	0.49
2	0.61	0.38	93	96.55	152.94	147.67	152.94	0.48	0.53
3	0.63	0.54	70	72.41	159.66	115.62	159.66	0.16	0.60
4	0.58	0.66	63	65.52	145.38	95.25	145.38	-0.05	0.45
CN	0.40	0.33	97	100.00	100.00	100.00	100.00	0.00	0.00
CP	0.09	0.10	57	58.62	22.69	13.30	22.69	-0.87	-0.77
2ª campanha (verão) - Março 2023									
Pontos de coleta	Comprimento radicular (cm)		TG (%)	GRS (%)	CRR (%)	IG (%)	ICR (%)	IGN (%)	IER (%)
	Média	Desvio-padrão							
1	0.41	0.38	63	65.52	102.58	67.21	102.58	-0.33	0.03
2	0.23	0.30	50	51.72	58.82	30.43	58.82	-0.70	-0.41
3	0.36	0.48	70	72.41	90.76	65.72	90.76	-0.34	-0.09
4	0.49	0.43	90	93.10	122.90	114.42	122.90	0.14	0.23
CN	0.40	0.33	97	100.00	100.00	100.00	100.00	0.00	0.00
CP	0.09	0.10	57	58.62	22.69	13.30	22.69	-0.87	-0.77

Legenda

Hormese
 Toxicidade baixa
 Toxicidade moderada
 Toxicidade alta
 Toxicidade muito alta

Tabela 2: Índices macroscópicos da germinação das sementes do teste de toxicidade

TG = Taxa de germinação; GRS = Germinação relativa das sementes; CRR = Crescimento relativo da radícula; IG = Índice de germinação; ICR = Índice de Crescimento Radicular; IGN = Índice de germinação residual normalizado; IER = Índice de alongamento radical residual normalizado; CN = Controle Negativo; CP = Controle Positivo.

Fonte: Autoria própria (2023).

Na Figura 5, nota-se que em todos os pontos amostrais, a 2^a campanha apresentou menores valores de crescimento radicular que a 1^a. Isso se reflete nos índices IGN e IER que se apresentaram mais tóxicos na 2^a campanha, como visto na Tabela 2. Os pontos classificados como hormese, para as duas campanhas, foram considerados menos tóxicos que o Controle Negativo, visto que na maioria dos pontos o crescimento médio radicular foi maior que o do CN.

Na segunda campanha, verifica-se que o ponto 1 obteve menor taxa de germinação que o ponto 3, porém o contrário é observado com o índice ICR. Ou seja, no ponto 3 germinou-se um maior número de sementes, porém elas cresceram menos que as sementes do ponto 1. Em relação a esse índice, nota-se que na primeira campanha os índices ICR foram maiores para todos os pontos de coleta.

Considerações Finais

Em um córrego totalmente inserido em área urbana e que sofre grandes influências antrópicas, como é o caso do Córrego Capivara, é interessante a realização de análises físico-químicas e de toxicidade para averiguar a qualidade desses corpos hídricos.

De modo geral, em relação ao uso e ocupação do solo no entorno do córrego Capivara, destaca-se a proximidade com áreas residenciais e a presença de resíduos sólidos em todos os pontos amostrais. Em relação às variáveis limnológicas, os parâmetros de turbidez, pH e SDT mostraram-se dentro do padrão estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005. Por outro lado, todos os valores de OD não atingiram a concentração mínima de 5 mg/L. Todos os valores de condutividade elétrica, nas duas campanhas, ultrapassaram o limite estabelecido pela CETESB. Também, foi possível analisar as diferenças nos resultados em coletas realizadas em diferentes níveis pluviométricos. Para os parâmetros de turbidez e condutividade elétrica foram encontrados valores mais elevados no período de verão. Em relação aos testes de toxicidade, foi observado que os menores crescimentos de radícula e maiores índices de toxicidade ocorreram no verão, indicando a relação entre o crescimento das radículas e os níveis de toxicidade. Também relaciona-se com os maiores resultados de condutividade elétrica encontrados nesse período.

Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer ao Programa de Iniciação Científica da UTFPR pelo apoio recebido e ao CNPQ pela concessão da bolsa.

Referências Bibliográficas

Araújo, R. S.; 2004. Micro bacia do ribeirão Cambé em Londrina (PR): Levantamento ambiental utilizando técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto. Monografia (Bacharelado em Geografia). Universidade Estadual de Londrina, Londrina.

Araújo, L.E; Sousa, F.A.S.; Moraes Neto, J.M.; Souto, J.S.; Reinaldo, L.R.L.R.; 2009. Bacias hidrográficas e impactos ambientais. *Qualitas Revista Eletrônica*, v.8, n.1, p. 1-18.

Arraes, A.I.O.M.; Longhin, S.R.; 2012. Otimização de ensaio de toxicidade utilizando o bioindicador *Allium cepa* como organismo teste. *Enciclopédia Biosfera*, v.8, n.14, p.1959-1952.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT NBR 10004: Resíduos Sólidos - Classificação. Rio de Janeiro-RJ, 2004.

Bagur-González, M.G.; Estepa-Molina, C.; Martín-Peinado, F. *et al.*; 2011. Toxicity assessment using *Lactuca sativa* L. bioassay of the metal(loid)s As, Cu, Mn, Pb and Zn in soluble-in-water saturated soil extracts from an abandoned mining site. *J Soils Sediments* 11, p. 281–289.

BRASIL. Resolução CONAMA n. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasil, 2005.

Cangani, M. T.; Polegatto, J. C.; Rocha, R. R. A.; 2008. Monitoramento e análise da qualidade da água a partir de variáveis limnológicas. *Anais Encontro de Ensino, Pesquisa e Extensão da Unoeste – ENEPE*. Presidente Prudente.

Cardoso, R.S.; Novaes, P.C.; 2013. Variáveis limnológicas e macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade da água. *Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades*, v. 01, n. 05, p. 16-35.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2019. Apêndice E - Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem.

Cort, C. C. W. D; Ghisi, N. de C.; 2014. Uso de alterações morfológicas nucleares no peixe *Astyanax* spp. para avaliação da contaminação aquática. *O Mundo da Saúde (Online)*, v. 38, p. 31-39.

Esteves, F. A., 2011. Fundamentos de Limnologia. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência. 826p.

Gaspar, S. C.; 2016. A ação antropogênica e natural na produção de sedimentos em suspensão num recorte espacial da Bacia do Ribeirão Cambé – PR. 128f. Dissertação (Mestrado em Geografia, Dinâmica Espaço Ambiental). Universidade Estadual de Londrina, Londrina.

Guerra, R. C.; 2009. Estudo do lodo gerado em reator biológico, pelo tratamento da água de produção do petróleo, no Terminal marítimo Almirante Barroso, município de São Sebastião, SP, visando sua disposição final. Dissertação de Doutorado. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 126p.

Hoekstra, N. J.; Bosker, T.; Lantinga, E. A.; 2002. Effect of cattle dung from farms with different feeding strategies on germination and initial root growth of cress (*Lepidium sativum* L.). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 93, p. 189-196.

IAT. Instituto Água e Terra. Sistema de Informações Hidrológicas (SIH). 2023.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Censo Brasileiro de 2010. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Censo Brasileiro de 2022. Rio de Janeiro: IBGE, 2023.

JACOB, R. S.; 2014. Avaliação ecotoxicológica por *Aliivibrio fischeri* de amostras contaminadas com sulfato de gentamicina e norfloxacin brutas e tratadas. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

Leles, D.; 2017. Avaliação ecotoxicológica de efluente têxtil com corante utilizando sementes de *Lactuca sativa* e *Allium cepa*. Trabalho de conclusão de curso em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Goiás, Goiânia.

LONDRINA (Cidade). Perfil de Londrina 2021. Bacias hidrográficas urbanas do município de Londrina – 2021.

Luíz, Â.M.E.; Pinto, M.L.C; Scheffer, E.W.O.; 2012. Parâmetros de cor e turbidez como indicadores de impactos resultantes do uso do solo, na bacia hidrográfica do Rio Taquaral, São Mateus do Sul-PR. *RA E GA*, v. 24, p. 290-310.

Marchi, A. S.; 2022. Métodos de Avaliação de Impacto Ambiental em áreas de fundo de vale. Estudo de caso Córrego Capivara, Londrina - PR. TCC (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. 57pp.

Pereira, P.A.; LIMA, O.A.L.; 2007. Estrutura Elétrica da Contaminação Hídrica Provocada por Fluidos Provenientes dos Depósitos de Lixo Urbano e de um Curtume no Município de Alagoinhas, Bahia. *Revista Brasileira de Geofísica*. v. 25, n.1, p. 5-19

Rubinger, C.F.; 2009. Seleção de Métodos Biológicos para a Avaliação Toxicológica de Efluentes Industriais. 71f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

SANEPAR. Londrina completa 87 anos com um dos melhores indicadores de saneamento do Brasil. Agência Estadual de Notícias, 2021. Disponível em: <<https://www.aen.pr.gov.br/Noticia/Londrina-completa-87-anos-com-um-dos-melhores-indicadores-de-saneamento-do-Brasil>>. Acesso em: 5 jul. 2023.

Sema - Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura (Rio Grande do Sul). Dados Gerais das Bacias Hidrográficas. 2023.

ESTIMATIVA DA CONCENTRAÇÃO DE SEDIMENTOS EM SUSPENSÃO E CLOROFILA-A: ESTUDO DE CASO, ESTUÁRIO DA LAGOA DOS PATOS- RS

1 Isadora Bicho Emmendorfer, 2 Dinalva Aires Sales, 3 Jean Marcel de Almeida Espinoza

1 Universidade Federal do Rio Grande- FURG, e-mail: emmendorferisadora@gmail.com; 1 Universidade Federal do Rio Grande- FURG, e-mail: dinalvaires@gmail.com; 3 Instituto Federal de Ciência e Tecnologia, Campus Caçador- IFSC, e-mail: jean.espinoza@ifsc.edu.br

Palavras-chave: sensoriamento remoto; SENTINEL-2; qualidade da água.

Resumo

As zonas costeiras são ecossistemas de grande importância os quais estão intimamente ligadas as atividades humanas, como: o turismo, a urbanização, o transporte e a aquicultura. No entanto, gerir e monitorar a qualidade das águas nas zonas costeiras é muitas vezes um desafio devido a diversidade das fontes de poluição. As abordagens tradicionais de medições e levantamentos em campo tem limitações em termos de custo, cobertura espacial, eficiência e produtividade em comparação com os métodos modernos de sensoriamento remoto, principalmente para observações em maiores escalas e mais longos períodos de observação.

As imagens de sensoriamento remoto ótico provaram ser uma boa fonte de dados para avaliação da qualidade da água em geral e para estudos de águas costeiras. Considerando, a resolução do CONAMA N° 357 de 2005, a qual estabelece alguns indicadores para classificação e avaliação da qualidade da água, e respectivas utilizações, estabelecem parâmetros de qualidade para clorofila-a, turbidez, sedimentos em suspensão e também de contaminantes. Neste sentido, este trabalho, faz a avaliação do potencial de utilizar técnicas de sensoriamento para o cálculo de estimativa do total de sólidos em suspensão (TSS), o qual é um parâmetro que identifica a quantidade de sedimentos sólidos em suspensão na água e também a avaliação da concentração de clorofila (Chl-a), como um indicador da presença de algas e da presença de matéria orgânica em suspensão. Neste sentido, para avaliar esses parâmetros, utilizamos técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento para realizar uma estimativa de TSS e Clorofila-a, por meio de dados do sensor MSI do satélite Sentinel-2- A. Com isso, processamos e avaliamos os parâmetros para o estuário da Lagoa dos Patos-RS. Todo o geoprocessamento dos dados foi realizado no software QGIS com o auxílio de seus *plugins*. Nos resultados, encontramos picos de TSS associados aos locais de enseadas, e também na região do canal do estuário e os picos de Chl-a, foram associados também as regiões com próximas aos as margens das cidades, sendo elas: a cidade de Rio Grande e São José do Norte, as quais ficam próximas a desembocadura da Lagoa do Patos e ao Canal central da Lagoa. Como principal resultado, obtivemos a prospecção do potencial do uso de dados de sensoriamento remoto e técnicas de geoprocessamento, como auxílio no monitoramento contínuo e de caráter espaço-temporal dos indicadores qualidade da água em ambientes estuarinos, permitindo estimar variações desses ambientes, com um baixo a baixo custo associado. Além disso, cabe salientar que utilização de metodologias que empregam dados de sensoriamento remoto gratuitos e ferramentas SIG livre, facilitam ainda mais a gestão e o estudo dos ambientes costeiros, sendo uma alternativa para a gestão pública, cabendo a ela utilizar dos mesmos, para monitorar e controlar as concentrações desses parâmetros ambientais, de forma eficiente para o monitoramento e gestão.

Introdução

O conceito de qualidade da água refere-se as suas características Físico-químicas, que podem afetar sua utilização, ou seja, trata-se da relação entre as características da água e aplicação as necessidades de cada usuário/ambiente. Segundo a Resolução No 357/2005 do CONAMA, a qual estabelece sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes sobre as águas doces, salobras e salinas do Território Nacional, diz que para conhecimento e controle da qualidade das águas e necessário o monitoramento dos mesmos, o qual demanda tempo e equipe campo especializada para o seu monitoramento constante, elevando os custos dos estudos (FEPAM, 2020).

Atualmente, novas propostas de monitoramento em escala regional vem sendo elaboradas e propostas pelo emprego do sensoriamento remoto, a qual minimiza os elevados custos para o monitoramento. O uso de dados de sensoriamento remoto apresenta grande potencial para a identificação da qualidade da água, permitindo o monitoramento em diferentes escalas espacial e temporal. Com o sensoriamento remoto e possível avaliar as respostas decorrentes de perturbações introduzidas pela atividade humana, de modo a prever o impacto dessas ações sobre suas condições de sustentabilidade em médio e longo prazo. As técnicas de sensoriamento remoto podem ser usadas para avaliar, prevenir e monitorar mudanças ocorridas nos sistemas aquáticos (De Moraes Novo, 2010).

O total de sedimentos em suspensão (TSS) é um dos principais parâmetros que afetam a penetração da luz em ambiente aquático. A influência do sedimento em suspensão em ambiente aquático pode ser permanente e potencialmente prejudicial em muitos casos, pois altas concentrações de TSS afetam diretamente a qualidade da água (Tian et al., 2014). A

clorofila-a também é um parâmetro indicativo da qualidade da água, e serve muitas vezes como auxílio para identificar se o ambiente está com *blooms* de fitoplâncton. Partindo desse pressuposto, neste trabalho temos como objetivo realizar a estimativa sólidos totais em suspensão e clorofila-a em águas estuarinas por meio de dados de sensoriamento remoto.

Área de estudo

A área de estudo está localizada na porção sul da área estuarina da Lagoa dos Patos (Fig.1). A Lagoa dos Patos é uma região de grande importância socioeconômica e é habitat de diversas espécies. A área estuarina corresponde a parte sul dessa laguna, desde a desembocadura (Molhes da Barra) até as proximidades de uma área conhecida com a Ponta da Feitoria (demarcado pelo polígono em amarelo na Fig.1).

O estuário da Lagoa dos Patos pode ser classificado com um estuário de barra ou lagoa costeira, do tipo estrangulado o qual está conectado ao oceano Atlântico por um canal estreito, através do qual ocorrem, processos de mistura e trocas com o oceano, gerando altas velocidades de correntes, principalmente em fluxos de vazante em períodos de alta descarga fluvial (Fernandes et al 2005; Moller et al 2007). A hidrodinâmica dentro do estuário é mais intensa nos canais do que nas águas rasas marginais, sendo influenciada pelas interações entre os índices pluviométricos e de ventos, que alteram o nível da lagoa, definindo os regimes de enchente no estuário (entrada da água costeira oceânica no estuário) ou de vazante (escoamento da água estuarina para o oceano) (Fernandes *et al.*, 2010)

Nas margens do estuário está localizada cidade do Rio Grande onde existe um complexo portuário o qual recebe efluentes ricos em matéria orgânica de diferentes origens e constituições, como domésticos, de indústrias de alimentos e de atividades portuárias de cargas e descargas de pescados e grãos vegetais (Baumgarten & Paixão, 2013).

A ilha dos Marinheiros (Fig.1) localiza-se no estuário da Lagoa dos Patos, e caracterizada com a presença de cordões de dunas bem desenvolvidos no centro da ilha, em suas margens apresentam predomínio de área de marismas. (Tagliani,2022)

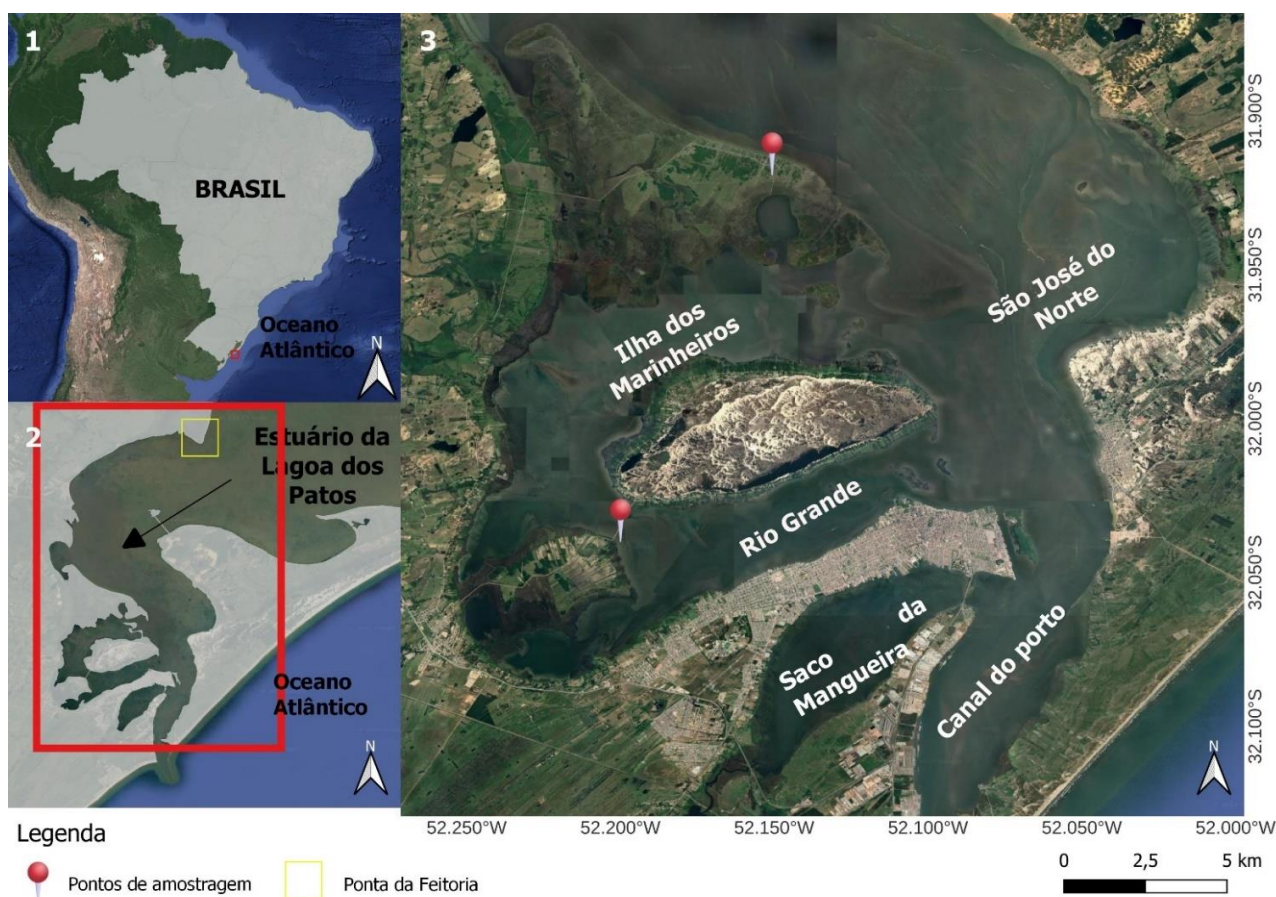


Figura 1: Localização da área de estudo

Material e Métodos

O estudo foi realizado na região estuarina da Lagoa dos Patos, como já descrito anteriormente. Primeiramente, obtivemos os dados, sendo eles os dados de sensoriamento remoto e os de campo. Inicialmente, através da base de dados da FEPAM, disponível em: < <https://gis.fepam.rs.gov.br/RSAgua/>>, esses dados obtidos, foram coletados em campo, denominados - pontos (estações), as quais selecionamos pontos inseridos localizados na área de estudo, como observa na Fig.1. Posteriormente, por meio da plataforma Open Access Hub da ESA, disponível em: <https://scihub.copernicus.eu/>, baixou-se a imagem correspondente para a data dos dados in situ.

Esses dados coletados in situ, foram obtidos pela FEPAM e estão descritos na Tabela 1, onde se observa valores Clorofila- A, TSS, Latitude, Longitude, data e horário para cada amostragem.

Tabela. 1 . Informações dos dados in situ utilizados como dado para calibração da imagem orbital.

Ponto Amostrado (Cód. Estação)	Data	Hora da coleta	Latitude	Longitude	Clorofila A mg/l	Sólidos Totais em Suspensão (TSS) mg/l
87970000	06/08/2019	13:10:00	-31,913930	-52,150720	8,2200	140,0000
87991000	06/08/2019	10:25:00	-32,059121	-52,088152	2,9700	59,0000

Como para a área de estudo, só haviam dois pontos amostrados in situ disponíveis, selecionou-se apenas uma data (imagem). Com isso, selecionamos a imagem correspondente para data disponível do dado de campo. Esta imagem do ano de 2019, foi adquirida pelo sensor *MultiSpectral Instrument* (MSI) a bordo dos satélites Sentinel-2A da Agencia Espacial Europeia (ESA). O sensor MSI da missão Sentinel-2 (S2) adquire 13 bandas espectrais com resolução espacial de 10, 20 e 60 metros, aqui em nossa latitude e a longitude, com resolução espacial e 10m (ESA, 2015).

Para esta imagem, realizamos o processamento, dividindo-o em 4 etapas, sendo elas: (1) Aquisição das imagens; (2) pré-processamento; (3) processamento; e, (4) análise dos dados.

A aquisição da imagem foi feita através Open Access Hub da ESA, como já descrito anteriormente. Este dado de sensoriamento remoto foi pré-processado por meio do Plug-in SCP (Semiautomatic Classification Plugin) do QGIS, realizando as correções radiométrias, atmosféricas e geométricas, abrangendo o cálculo de refletância no Topo da Atmosfera (TOA), o cálculo de refletância de superfície (BOA), e o correto registro geoespacial no sistema de referência WGS84.

Na etapa de processamento, utilizou-se, a Calculadora Raster do QGIS, para realizar uma álgebra de bandas a fim com objetivo de calcular e obter a Clorofila-A e TSS, a partir das equações 1 e 2 adaptadas dos trabalhos de Peixoto et al. (2018), Pereira et al. (2019) e Jensen (2011)

$$TSS = \frac{\ln \frac{B5}{1,6865}}{0,1058} \text{ (Equação 1)}$$

$$chl a = 0,8e^{\left(\frac{0,35B3}{B4}\right)} \text{ (Equação 2)}$$

Onde,

TSS - Total de Sólidos em suspensão;

Chla - Concentração de Clorofila;

B5 – Banda em reflectância de superfície que corresponde a banda espectral do vermelho próximo, com resolução espacial de 20 metros para o SENTINEL -2;

B3 e B4 - São bandas em reflectância de superfície que correspondem as bandas do verde e vermelho.

Ainda na etapa de processamento, anteriormente a aplicação das as equações para cada parâmetro, foi necessário criar uma máscara para filtrar e distinguir a massa d'água e as áreas emersas da área de estudo, para assim obter valores de TSS e CHLa, e assim obter os valores de máximos e mínimos para cada um dos parâmetros, e com isso realizar a calibração dos parâmetros. Após a obtenção dos máximos e mínimos, normalizamos a imagem, pelos valores máximos e mínimos. Em seguida, calibramos a imagem, por meio da extração o valor de cada pixel para as estações. Com isso, obtivemos a constante de calibração para o TSS e Clorifila-a. Após a obtenção da contante de calibração, multiplicamos a imagem normaliza pela constante de calibração e obtivemos a imagem da estimada calibrada. Após aplicação das equações, as imagens foram categorizadas, classificando-as em 5 classes, utilizando o método de quartil. A discussão desses parâmetros é feita na seção de resultados e discussões.

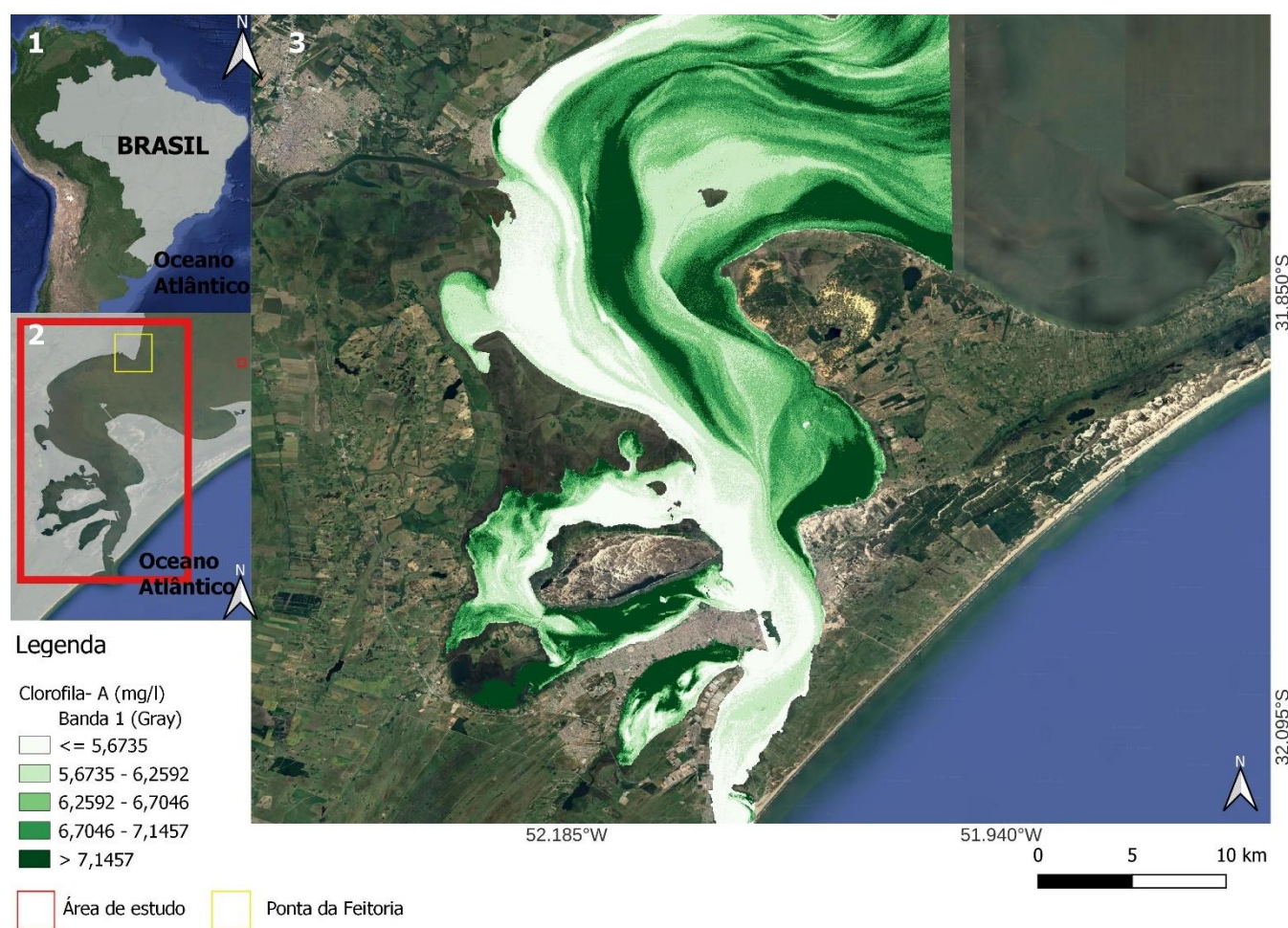
Resultados e Discussão

Na tabela 2, estão descritos os valores pontuais obtidos in situ e os valores pontuais obtidos pela imagem estimada após a calibração para cada um dos parâmetros. Com isso, se pode observar que os valores calibrados de TSS e Clorofila – a, foram relativamente semelhantes aqueles obtidos por dados coletados in situ, todavia, devido à escassez de amostras in situ obter a constante de constante de calibração, e conseqüentemente validar os parâmetros com significância estatística, ocorre essa diferença na amplitude dos parâmetros analisados.

Tabela 2. Resultados obtidos através da calibração realizada na imagem.

Código Estação	Data Imagem	Latitude	Longitude	Chl -a(mg/l) em situ	TSS (mg/l) em situ	Chl -a (mg/l) estimada	(TSS) mg/l estimada
87970000	06/08/2019	-31,913930	-52,150720	8,220	140,000	5,151	99,705
87991000	06/08/2019	-32,059121	-52,088152	2,970	59,000	5,955	106,4731

Na figura 2, é representado a distribuição da Clorofila-a no estuário da Lagoa dos Patos, onde, podemos observar que nas regiões de enseadas, como no Saco da Mangueira, ao sul da Ilha dos Marinheiros, temos uma maior concentração de Clorofila-a (7 mg/l), sendo as mesmas, estão predominantemente associadas a regiões com Marismas e também que essas localidades são locais os quais apresentam grande aporte de nutrientes, oriundos da cidade do Rio Grande, que favorecem a floração de Fitoplâncton. Podemos observar também que, próximo a cidade de São José do Norte, também há maiores concentrações de clorofila devido ao aporte de nutrientes. É possível perceber também que na região central do canal de navegação também há maiores concentrações de clorofila-a.

**Figura 2: Resultado obtido para a estimativa de Clorofila-a no estuário da Lagoa dos patos**

Na figura 3, observa-se a estimativa do TSS, sendo possível perceber que sólidos totais em suspensão também apresentaram padrões espaciais em sua distribuição, fortemente ligados a distribuição de correntes e da batimetria local. Onde, nas enseadas ocorreram as maiores concentrações de TSS, e novamente nas regiões próximas a Ilha dos Marinheiros e ao Saco da Mangueira. As maiores concentrações ocorreram próximas ao centro da cidade de Rio Grande e na cidade de São José do Norte. Entretanto, nas regiões onde ocorre o maior fluxo hidrodinâmico, como no canal de navegação, obtivemos os menores valores de concentração de TSS.

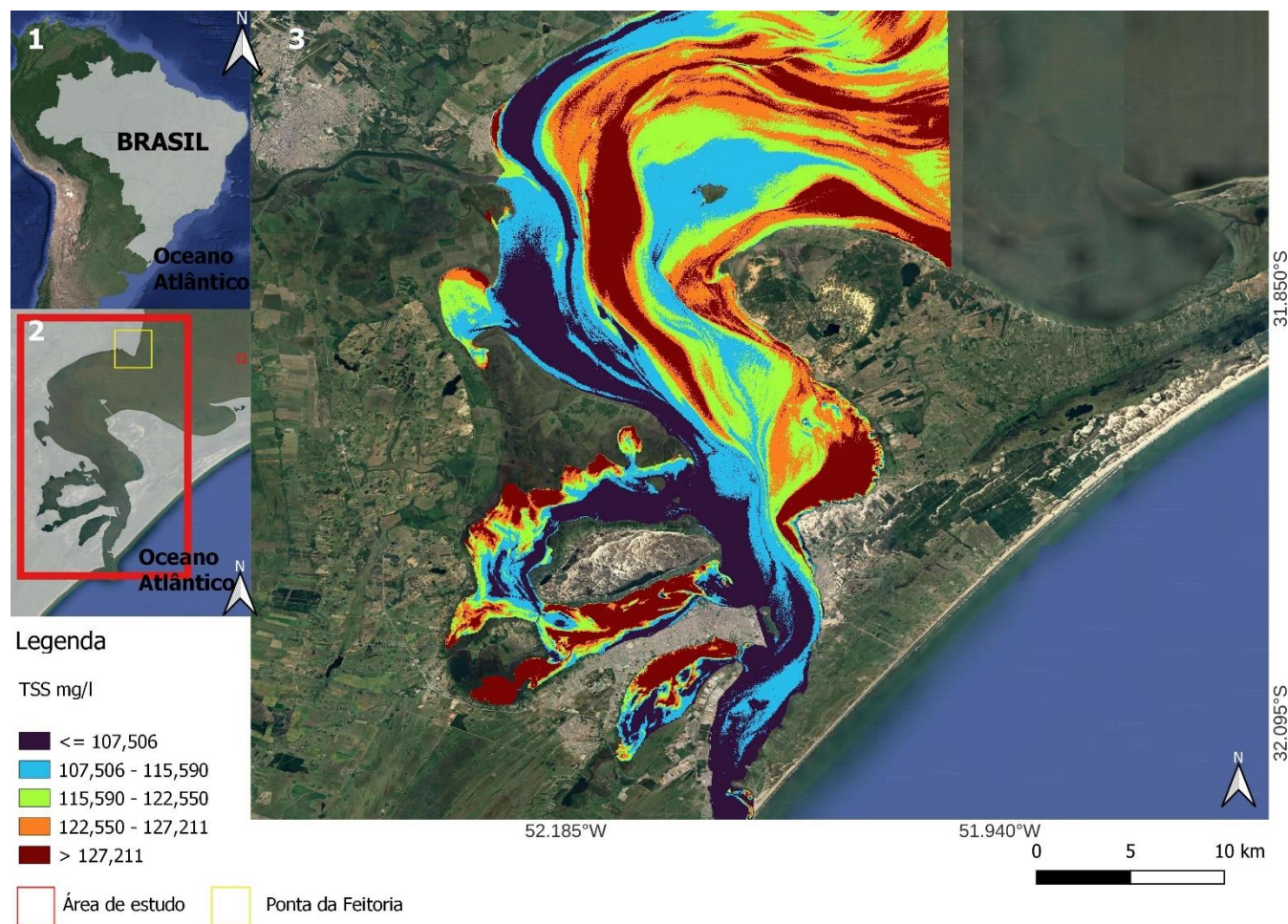


Figura 3: Resultado obtido para a estimativa de TSS no estuário da Lagoa dos patos.

Considerações finais

A aplicação de técnicas de sensoriamento remoto, são alternativas de baixo custo para o monitoramento de recursos hídricos, devido à grande cobertura espacial geográfica, facilitando a logística dos estudos, onde diminui os custos com levantamentos em situ. A utilização dos indicadores qualidade da água neste trabalho, mostraram-se, como um potencial para fiscalização e monitoramento contínuo das condições do Estuário da lagoa dos Patos.

Como principais resultados, obtivemos que, nas regiões de enseadas, como o Saco da Mangueira e a Ilha dos Marinheiros, onde há alto aporte de nutrientes, obtivemos os maiores valores estimados para concentração de clorofila e concentração de sólidos totais em suspensão. Em contrapartida, em regiões com grande fluxo hidrodinâmico e menor aporte de nutrientes, como o canal de navegação, obtivemos os menores valores de concentração de Clorofila-a e TSS.

É importante salientar que este trabalho, é um estudo preliminar para identificar as principais regiões onde há maiores concentrações de Clorofila-a e TSS. Neste sentido, este trabalho serviu de base para identificar essas regiões, pois, em trabalhos futuros, pretende-se, coletar amostras em situ, para calibrar com significância estatísticas as imagens Sentinel-2 para este estuário.

Agradecimentos

À Universidade Federal do Rio Grande pela infraestrutura, ao laboratório computacional AstroESUL do Instituto de Matemática, Estatística e Física - IMEF. E a CAPES pela bolsa concedida.

Referências Bibliográficas

De Moraes Novo, Evlyn ML. **Sensoriamento Remoto: princípios e aplicações**. Editora Blucher, 2010.

Baumgarten, M. G. Z.; Niencheski, L. F. H.; Veeck, L. Nutrientes na coluna da água e na água intersticial de sedimentos de uma enseada rasa estuarina com aportes de origem antrópica (RS-Brasil). **Atlântica**, v. 23, n. December, p. 101-116, 2001.

Baumgarten, M. da G. Z.; Paixao, B. G. da. Uso do índice do estado trófico para avaliar a qualidade das águas do estuário da Lagoa dos Patos (RS). *Atlântica* (Rio Grande), [S. l.], v. 35, n. 1, p. 5–22, 2014. DOI: 10.5088/atl.2013.35.1.5. Disponível em: <https://periodicos.furg.br/atlantica/article/view/2965>. Acesso em: Junho. 2023.

ESA. Sentinel-2 user handbook. ESA Standard document. Issue 1, 2015. Disponível em: https://sentinels.copernicus.eu/documents/247904/685211/Sentinel-2_User_Handbook

FEPAM. Relatório da qualidade da água superficial do estado do Rio Grande do sul, 2020. Disponível em: <http://www.fepam.rs.gov.br/relatorios-da-qualidade-da-agua>

Fernandes, Elisa Helena L.; DYER, Keith Richard; MOLLER, Osmar Olinto. Spatial gradients in the flow of southern Patos Lagoon. *Journal of Coastal Research*, v. 21, n. 4, p. 759-769, 2005.

Fernandes, Elisa Helena L.; MONTEIRO, Igor Oliveira; MOLLER JR, Osmar Olinto. On the dynamics of mangueira bay—Patos Lagoon (Brazil). *Journal of Coastal Research*, n. 10047, p. 97-107, 2010.

De Moraes Novo, Evlyn ML. **Sensoriamento Remoto: princípios e aplicações**. Editora Blucher, 2010.

Jensen, John R.; EPIPHANIO, Jose Carlos Neves. **Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres**. São Jose dos Campos: Parentese Editora, 2009.

Peixoto, D. W. B., Guasselli, L. A., & Pereira Filho, W. (2018). Estimativa de concentração e sedimentos em suspensão a partir de imagens LANDSAT 8 em PCHS no rio Ivaí-RS. *Geosciences= Geociências*, 37(1), 147-154.

Pereira-Sandoval, M., Urrego, E. P., Ruiz-Verdu, A., Tenjo, C., Delegido, J., Soria-Perpinya, X., ... & Moreno, J. (2019). Calibration and validation of algorithms for the estimation of chlorophyll-a concentration and Secchi depth in inland waters with Sentinel-2. *Limnetica*, 38(1), 471-487.

Tagliani, Paulo Roberto Armanini. Plano Ambiental da Ilha dos Marinheiros. **Editora da FURG** (Rio Grande-RS). 2022.

Tian, L., Wai, O. W., Chen, X., Liu, Y., Feng, L., Li, J., & Huang, J. (2014). Assessment of total suspended sediment distribution under varying tidal conditions in deep bay: Initial results from HJ-1A/1B satellite CCD images. *Remote Sensing*, 6(10), 9911-9929.

AVALIAÇÃO DO ÍNDICE DE GEOACUMULAÇÃO EM SEDIMENTOS CONTAMINADOS POR METAIS DE ATIVIDADES INDUSTRIAIS E DO COMPLEXO PORTUÁRIO DE NITERÓI, BAÍA DE GUANABARA, RIO DE JANEIRO - RJ

1Rafaela Naegele Alvernaz, 2Pablo Ginio Vimercati Simas; 3Rodrigo Tavares da Rocha; 4Ricardo Soares; 5Wilson Machado; 6Carlos Eduardo Soares Canejo Pinheiro da Cunha; 7Marcia Cristina Santiago de Mello

1Universidade Veiga de Almeida, e-mail: rafaela.naegele@outlook.com; 2Universidade Veiga de Almeida, e-mail: pablovimercati@gmail.com; 3Instituto Estadual do Ambiente, e-mail: rtr.rodrigo@inea.rj.gov.br; 4Universidade Veiga de Almeida, e-mail: ricardosoaresuff@gmail.com; 5Universidade Federal Fluminense, e-mail: wilsonmachado@id.uff.br; 6Universidade Veiga de Almeida, e-mail: carlos.pinheiro@uva.br; 7Secretaria de Estado de Educação, e-mail: marciasantiagoseeduc@gmail.com

Palavras-chave: Complexo Portuário de Niterói, Baía de Guanabara, Poluição Ambiental.

Resumo

A enseada de São Lourenço, localizada na Baía de Guanabara, em Niterói, Rio de Janeiro, abriga o Complexo Portuário de Niterói (CPN), com dezenas de terminais portuários (públicos e privados) e atividades industriais navais que possuem grande potencial de impacto negativo no sistema hídrico local. Neste contexto, ecossistemas aquáticos contaminados por metais configuram uma séria ameaça à saúde humana e ao meio ambiente. Para compreender a extensão dessa contaminação, o presente estudo empregou o Índice de Geoacumulação (Igeo), uma escala logarítmica de sete graus, para classificar a intensidade da contaminação por metais nos sedimentos. Os resultados evidenciaram elevados níveis de contaminação por metais, destacando-se a extrema poluição por Zn e a alta poluição por Cr, Cu e Pb, enquanto não foram encontrados indícios de contaminação por Cd. A análise geoquímica dos sedimentos, por meio do Igeo, revelou-se como uma ferramenta crucial para o monitoramento dos impactos ambientais decorrentes das atividades humanas na enseada de São Lourenço, subsidiando medidas de conservação e proteção ambiental para garantir a preservação da saúde dos ecossistemas aquáticos e das comunidades locais, mediante a adoção de práticas sustentáveis e responsáveis para mitigar os efeitos negativos na área estudada.

Introdução

O uso de sedimentos como indicadores ambientais tem ocorrido em inúmeros momentos, devido as suas características em incorporar e acumular elementos químicos iminentemente contaminantes, com especial ênfase aos metais potencialmente tóxicos. O estudo dos sedimentos em vários pontos/localidades de uma região de interesse é uma forma de se realizar o monitoramento e o rastreamento de possíveis fontes de contaminação (Pereira *et al.*, 1998; Warnken *et al.*, 2001; Baptista Neto *et al.*, 2013; Naegele, 2022).

O aumento da concentração de metais em alguns recintos pode originar a contaminação do ar, da água e do solo (Naegele *et al.*, 2020). Em especial a contaminação de ecossistemas aquáticos originada por metais provenientes de sedimentos é uma questão de grande relevância no Brasil e no mundo (Muniz; Oliveira-Filho, 2006; Naegele, 2022). A Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) (1999 e 2019), ressalta que a poluição das águas causada pelos sedimentos tem origem de diversos fatores, dos quais pode-se destacar os efluentes industriais e os efluentes domésticos. Contudo, é possível ressaltar que a conjuntura é mais crítica quando se analisa as localidades onde ocorrem. Este tipo de poluição é um fator ainda mais crítico nas regiões onde há o depósito de resíduos sólidos urbanos e industriais, bem como de atividades portuárias.

Por meio da utilização da avaliação geoquímica de metais em sedimentos, é possível analisar a existência de contaminação por diferentes elementos e em que nível a mesma está, além de também apurar os riscos para a biota e para a população que vive no entorno deste local (Kalnejais *et al.*, 2010; Naegele, 2022), pois as atividades antrópicas que geram resíduos com elementos metálicos, são capazes de gerar problemas ambientais, uma vez que apresentam caráter tóxico e podem ser cumulativas na biota (Flores; Delgado; Masulli, 2018; Naegele, 2022).

Os estuários são corpos d'água ligeiramente encerrado, que é formado quando as águas doces originárias de rios e córregos fluem até o oceano e se misturam com a água salgada do mar. São ambientes dinâmicos em que a mobilidade dos elementos químicos é contínua. Os metais podem entrar nos estuários por meio de rota difusa ou pontual e são orientados pela hidroquímica e pela hidrodinâmica decorrente do encontro das águas fluviais e marinhas perante a influência das marés, distribuindo-se por duas fases: particulada e dissolvida (Lacerda, 1998; Machado *et al.*, 2002). Por conta de sua vulnerabilidade, este ambiente vem passando por severos impactos e diversas mudanças ao longo dos anos (Mendonça da Silva; Almeida, 2012; Naegele, 2022).

A Baía de Guanabara (BG) é conhecida como um dos ambientes mais poluídos da costa brasileira (Gonzalez e Rocha, 2019; Misse Filho; Paiva, 2020; Naegele, 2022). A contaminação derivada dos metais é responsável por uma alta fração desta poluição (Neto *et al.*, 2006; Marques *et al.*, 2020), e é extremamente importante conhecer as principais fontes de poluição (Leal; Wagener, 1993; Baptista Neto *et al.*, 2000; Naegele, 2022). A enseada de São Lourenço localizada no município de Niterói (Rio de Janeiro - RJ) possui uma vasta gama de indústrias navais e terminais portuários (públicos e privados) que podem impactar negativamente o sistema hídrico da BG (Naegele *et al.*, 2020; Naegele, 2022; Naegele *et al.*, 2022).

O Complexo Portuário de Niterói (CPN) é constituído pelo Porto Público de Niterói, que é administrado pela Companhia Docas do Rio de Janeiro (CDRJ), e também por nove Terminais de Uso Privado (TUP) (LABTRANS, 2019), sendo integralmente banhado pelas águas da BG, estuário que recebe aporte de aproximadamente 45 rios naturais e retificados (JICA, 1994; MULTIRIO, 2011; ICMBIO, 2012; Naegele, 2022). A BG sofre forte influência da variação das marés e é caracterizada pelo baixo tempo médio de regeneração de suas águas (Kjerfve *et al.*, 1997; Bérghamo, 2006; SMAC – Secretaria Municipal do Meio Ambiente, 2013; Naegele, 2022). Porém, nas suas porções interiores, o tempo de regeneração é mais lento, o que favorece a formação de zonas potencialmente eutrofizadas pelo descarte de efluentes industriais sem tratamento e esgoto doméstico (PETROBRAS, 2007; Amador, 2012; Diagnóstico do Estado da Baía de Guanabara, 2016; Naegele, 2022).

Mediante tudo o que foi exposto anteriormente, este estudo se propõe a avaliar as diferentes associações geoquímicas dos metais nos sedimentos e possíveis danos ao ecossistema da BG. A fim de realizar a avaliação do comportamento geoquímico para os metais Cd, Cu, Cr, Mn, Ni, Pb e Zn e sua consequente disponibilidade para a incorporação biológica, será realizada a análise dos valores obtidos nas amostras para cada um dos elementos químicos conforme a metodologia do Índice de Geoacumulação.

Material e Métodos

A Baía de Guanabara (BG) é uma baía costeira tropical localizada na região sudeste do Brasil. Ela também se encontra no centro da sua região metropolitana do Estado do Rio de Janeiro, entre as latitudes de 22°40' S e 23°00' S, e longitudes de 43°00' O e 43°20' O (Viana, 2009, Naegele 2022). Apresenta uma área de cerca de 384 km² e está intimamente ligada ao mar (Kjerfve *et al.*, 1997; Naegele, 2022) e apresenta cerca de 30 km do norte para o sul (o seu maior eixo) e aproximadamente 28 km de comprimento de leste a oeste, além de um perímetro de 131 km (Sampaio, 2003; Diagnóstico do Estado da Baía de Guanabara, 2016; Naegele, 2022). Sua profundidade varia desde alguns metros nas suas margens até mais de 40 m no seu canal principal, onde 84% da baía possui sua profundidade menor do que 10 m (Figueiredo, 2014; Naegele, 2022). A BG pode ser classificada como um sistema estuarino, já que a mesma apresenta a disposição de água doce proveniente do continente, além disso, é possível ressaltar que a BG é o segundo maior estuário do litoral brasileiro (Teixeira-Leite *et al.*, 2018; Naegele, 2022).

É uma baía eutrofizada, altamente impactada pelo descarte dos efluentes que gerados na Região Metropolitana do Rio de Janeiro (Naegele, 2022). A alta carga de efluente está associada à industrialização e urbanização acentuada, que ocorreu ao longo das últimas décadas (JICA, 1994; Kjerfve *et al.*, 1997; Naegele, 2022), afinal a região metropolitana do Estado do Rio de Janeiro possui mais de 13 milhões de habitantes (Estatísticas Sociais, 2020; Naegele, 2022). A figura 1 indica a localização da Baía de Guanabara dentro do Estado do Rio de Janeiro.

A enseada de São Lourenço encontra-se na costa leste da BG, e ao longo dos últimos anos esta região vem sofrendo diversas mudanças antrópicas, fazendo com que este local seja uma área costeira profundamente alterada, sobretudo por conta da implantação de unidades industriais especialmente de construção naval e do CPN (CDRJ, 2002; Naegele, 2022). Abrange os bairros costeiros da Ponta D'Areia, da Ilha da Conceição e das ilhas do Caju e do Viana, teve uma série de intervenções, gerando, conseqüentemente, uma crescente degradação ambiental (INPH, 2019). Na figura 1 também está indicada a localização da Enseada de São Lourenço dentro da BG, que está localizada no Estado do Rio de Janeiro.



Figura 1: Área de Estudo - Baía de Guanabara (em vermelho) e Enseada de São Lourenço (ponto em roxo).

A BG é famosa por ser dos ambientes mais poluídos da costa brasileira e a Enseada de São Lourenço, localizada no município de Niterói no Estado do Rio de Janeiro (RJ) abriga inúmeras atividades industriais navais e terminais portuários (públicos e privados) que podem impactar negativamente o sistema hídrico da BG (Naegele *et al.*, 2022).

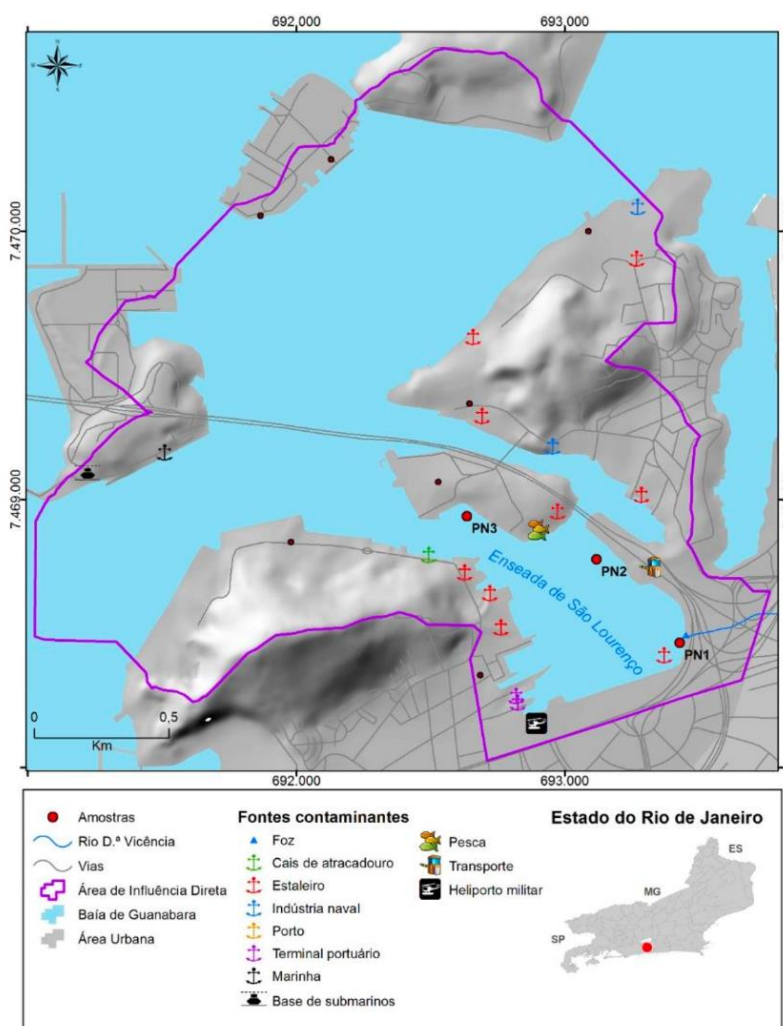


Figura 2: Área de Influência Direta (AID) com a Representação dos Pontos de Coleta e Potenciais Fontes Contaminantes.

O Índice de Geoacumulação (I_{geo}), é uma escala logarítmica fundamentada em sete graus, criada pelo pesquisador German Müller (Muller, 1969), que permite realizar a classificação da intensidade da contaminação por metais nos sedimentos (Cesar, R. G. *et al.*, 2014; Tholkappian *et al.*, 2018; Xia *et al.*, 2018; Naegele, 2022). Nesta metodologia é expresso o enriquecimento relativo de um determinado metal em um local estipulado (Muller, 1969). É calculado por meio da concentração do sedimento ou do elemento obtido no solo e no respectivo teor médio estipulado no folhelho médio (folhelho padrão) (Cesar, R. G. *et al.*, 2014; Naegele, 2022).

É uma metodologia largamente empregada na análise geoquímica de ambientes aquáticos severamente impactados. Utiliza-se a composição média dos folhelhos como referência *background* global, a fim de possibilitar a comparação de diferentes graus de contaminação para diferentes áreas internacionalmente (Förstner, 1983). Pode ser calculado por meio da equação 1.

$$I_{geo} = \log \left(\frac{C_n}{1,5B_n} \right) \quad (1)$$

Onde: C_n = Concentração medida do metal n na fração fina dos sedimentos ($< 63 \mu m$); B_n = Valor geoquímico de *background* do metal, onde o fator 1,5 da equação é usado para compensar possíveis variações dos dados de *background* devido a efeitos litogênicos

Ghrefat e colaboradores (2006) determinaram que o método I_{geo} fundamenta-se em sete graus. Müller (1969), também determinou as classes descritivas para os valores de I_{geo} que variam de não poluído a extremamente poluído.

Resultados e Discussão

Ao aplicar o Igeo dos sedimentos de fundo, para os metais Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb e Zn nos três pontos avaliados, foi possível verificar que os valores médios de Igeo calculados a partir da equação 1, demonstraram valores acima de zero para todos os metais, exceto para o Cd.

Valores de Igeo							
Amostra	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
PN1	-0,34	3,37	3,27	4,21	2,48	3,42	4,51
PN2	-0,31	3,43	3,36	4,48	2,50	3,62	4,54
PN3	-0,27	3,40	3,28	4,24	2,50	3,48	4,57

Tabela 1: Valores de Igeo.

Com base nos resultados obtidos é possível ressaltar que Ni indica uma classificação grau 3, que destaca que a região se encontra moderadamente a altamente poluída por estes elementos. Enquanto isso, os elementos Cr, Cu e Pb apresentam uma classificação grau 4, que expressa que a enseada de São Lourenço está altamente poluída com estes metais e, tanto Mn quanto Zn, demonstraram uma classificação de contaminação grau 5, fazendo com que possamos concluir que a enseada está de altamente a extremamente poluída, de acordo com a classificação de Ghrefat (2006).

Ainda de acordo com o índice apresentado por Ghrefat (2006) para os graus de contaminação do Igeo, é possível destacar que a Enseada de São Lourenço não está contaminada com Cd, porém está contaminada por outros elementos. Os valores negativos de Igeo indicam que Cd entra-se na classe 0, o que indica uma quase completa isenção de contaminação para esse metal.

Os valores de Igeo obtidos indicam uma contaminação alta a extrema dos sedimentos do CPN. Os valores mais altos foram registrados para Mn e Zn, onde esses metais demonstraram valores próximos em todas as amostras analisadas. No entanto, Cu, Cr e Pb também expressaram uma contaminação alta nestes sedimentos. Os valores altos para Mn e Zn podem indicar que estes metais são de fontes antropogênicas, visto que estes metais encontram-se presentes nos materiais utilizados na indústria naval, onde o Mn encontra-se principalmente nos processos de solda e o Zn se encontra nas tintas navais. O Mn é um componente essencial no processo de soldagem, devido a sua dureza e resistência, além de também melhorar as propriedades metalúrgicas da solda (Azevedo *et al.*, 2003; Naegele, 2022).

Em virtude da solda e do aço serem essenciais para a construção e reparo de navios, a indústria naval torna-se uma importante fonte de exposição deste metal, principalmente em seus processos de goivagem, pintura, soldagem e tratamento de superfície (Moreira *et al.*, 1996; Naegele, 2022). Estes metais são conhecidos por serem adsorvidos pela matéria orgânica (Bodur e Ergin, 1994; Naegele, 2022) e a área do CPN, que é muito restrita e também está associada a entrada de esgotos, resulta na presença de níveis elevados de matéria orgânica nos sedimentos. Elementos como Cu, Cr e Pb, também estão presentes em tintas e correlatos utilizados na indústria naval (Shreve, R.N. e Brink, J.A., 1997; Naegele, 2022), dessa forma pode-se dizer que seus valores altos, conforme a classificação de Ghrefat (2006), também podem ser originários de fontes antropogênicas.

Comentários finais

Os resultados da aplicação do Igeo nos sedimentos da enseada de São Lourenço proporcionaram informações relevantes sobre a contaminação por metais nessa região costeira. Observou-se que todos os metais analisados, com exceção do Cd, apresentaram valores de Igeo acima de 0, indicando sua incorporação e acumulação nos sedimentos. O Ni revelou uma classificação de grau 3, sugerindo uma contaminação moderada a alta na área, enquanto Cr, Cu e Pb exibiram uma classificação de grau 4, evidenciando níveis elevados de poluição na enseada. Mn e Zn, por sua vez, foram classificados com grau 5 de contaminação, denotando uma poluição extrema por esses metais, de acordo com a classificação de Ghrefat (2006).

Esses achados ressaltam a importância da análise geoquímica dos sedimentos como ferramenta essencial para monitorar e compreender os impactos ambientais decorrentes das atividades antrópicas na enseada de São Lourenço. As atividades industriais navais presentes na região, responsáveis pelo lançamento de metais como Mn e Zn provenientes de solda e tintas navais, são apontadas como uma das principais fontes de contaminação. A área restrita do Complexo Portuário de Niterói, associada à entrada de esgotos, contribui para a elevada presença de matéria orgânica nos sedimentos, facilitando a adsorção desses metais.

Diante dos resultados, torna-se imprescindível a implementação de medidas concretas de conservação e proteção ambiental para preservar a saúde dos ecossistemas aquáticos e garantir a qualidade de vida das comunidades locais. É fundamental promover práticas sustentáveis e responsáveis, direcionando estratégias de gestão que minimizem os impactos negativos na região. Além disso, os Igeo calculados fornecem uma medida quantitativa valiosa da poluição por metais nos sedimentos marinhos, contribuindo para a avaliação dos riscos para a biota local.

Referências Bibliográficas

- AMADOR, E. Bacia da Baía de Guanabara: características geoambientais, formação e ecossistemas. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2012. 405 p.
- Azevedo FA, Chasin AAM. Metais: Gerenciamento da Toxicidade. São Paulo: Editora Atheneu, 2003.
- BAPTISTA NETO, J.A.; SMITH, B.J., and MCALISTER, J.J., 2000. Heavy metal concentrations in surface sediments in a nearshore environment, Jurujuba Sound, SE Brazil. *Environmental Pollution*. Elsevier, 109(1), 1–9.
- BAPTISTA NETO, J.; PEIXOTO, T.; SMITH, B.; MCALISTER, J.; PATCHINEELAM, S. M.; PATCHINEELAM, S. R.; FONSECA, F. Geochronology and heavy metal flux to Guanabara Bay, Rio de Janeiro state: a preliminary study. Rio de Janeiro. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, vol. 85, n.4, pp. 1317-1327, 2013.
- BÉRGAMO, A.L., Características Hidrográficas, da circulação e dos transportes de volume e sal na Baía de Guanabara (RJ): variações sazonais e moduladas pela maré. 2006. 170 p. Tese de Doutorado. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, São Paulo. 2006.
- BODUR; M. N.; ERGIN, M. Geochemical characteristic of the recent sediment from the Sea of Marmara. *Chemical Geology*, v. 115, p. 73-101, 1994.
- CESAR, R. G. et al. (Eco)toxicologia de metais em solos: conceitos, métodos e interface com a geoquímica ambiental. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2014. 100p.
- CETESB. Apêndice P: Perfis Sedimentares. São Paulo, 2019. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2020/09/Apendice-P-Perfis-Sedimentares.pdf>. Acesso em: 1 de abril de 2022.
- COMPANHIA DOCAS DO RIO DE JANEIRO. Projeto de dragagem do canal de acesso e das bacias de evolução dos terminais do porto do Rio de Janeiro e de Niterói. Estudo de impacto ambiental – EIA, Companhia Docas do Rio de Janeiro, 2002, 309p.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL CETESB; Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo, São Paulo, 1999.
- ESTATÍSTICAS SOCIAIS. IBGE divulga estimativa da população dos municípios para 2020. Agência IBGE Notícias. 2020. Disponível em: <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-sala-de-imprensa/2013-agencia-de-noticias/releases/28668-ibge-divulga-estimativa-da-populacao-dos-municipios-para-2020>. Acesso em: 31 julho 2023.
- FIGUEIREDO, A. G.; TOLEDO, M. B.; CORDEIRO, R. C.; GODOY, J. M. O.; SILVA, F. T.; VASCONCELOS, S. C.; SANTOS, R. A. Linked variations in sediments accumulation rates and sea-level in Guanabara Bay, Brazil, over the last 6000 years. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeocology*. 415:83-90, 2014.
- FLORES, F. D.; DELGADO, M.; MASULLI, J. F. F. Sedimentos de fondo en los arroyos Tapiracuai y Cuarepotí. *Rev. Soc. Cien. Parag.*, 23(2): 251 – 262, 2018.
- FÖRSTNER, U. Em *Applied Environmental Geochemistry*; Thornton, I., ed.; Academic Press: London, 1983, p. 395.
- GHREFAT, H.; YUSUF, N.. Assessing Mn, Fe, Cu, Zn, and Cd pollution in bottom sediments of Wadi Al- Arab Dam, Jordan. *Chemosphere*, New York, n.65, p.2114-2121, 2006.
- GONZALEZ, A. H.; ROCHA, M. B.. Analysis of environmental perception of students about the Guanabara Bay through drawings. *Research, Society and Development*, v. 8, n. 9, p. 04891239, 2019. ICMBIO (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade). Plano de Manejo da Estação Ecológica da Guanabara. Brasília, 2012.
- INPH - Instituto Nacional de Pesquisas Hidroviárias, 2019. Projeto de restauração da circulação hidrodinâmica e revitalização ambiental dos municípios de Niterói e São Gonçalo. Rio de Janeiro. 2213 p.
- JAPAN INTERNATIONAL COOPERATION AGENCY (JICA). The Study on Recuperation of the Guanabara Bay Ecosystem. v.5, supporting report III, January, 1994.

- KALNEJAIS LH, MARTIN WR, BOTHNER MH (2010) The release of dissolved nutrients and metals from coastal sediments due to resuspension. *Mar Chem* 121:224–235. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2010.05.002>
- KJERFVE, B.; RIBEIRO, C. H. A.; DIAS, GILBERTO T. M.; FILIPPO, A. M.; QUARESMA, V. da SILVA. “Oceanographic characteristics of an impacted coastal bay: Baía de Guanabara, Rio de Janeiro”. *Brazil Continental Shelf Research*, v.17, p.1609-1643, 1997.
- LABTRANS. Plano Mestre do Porto de Rio de Janeiro e Niterói/RJ. Elaboração: Laboratório de Transporte e Logística. Florianópolis – SC: UFSC, 2019.
- LACERDA, L.D. (1998) Trace Metals Biogeochemistry and Diffuse Pollution in Mangrove Ecosystems. Okinawa: ISMR. *Mangrove Ecosystems Occasional Papers*, 65p.
- LEAL, M.; WAGENER, A., 1993. Remobilization of anthropogenic copper deposited in sediments of a tropical estuary. *Chemical speciation and bioavailability*, 24(1), 31–39.
- MACHADO, W.; SILVA-FILHO, E.V.; OLIVEIRA. R.R.; LACERDA, L.D. (2002) Trace metal retention in mangrove ecosystem in Guanabara Bay, SE Brazil. *Mar. Pollut Bull.*, 44:1277-1280.
- MARQUES, L.; ROBERTO, J.; SILVA, P. Embarcação verde, sistema flutuante de limpeza da água da Baía de Guanabara. *Revista Augustus*, v. 25, n. 50, p. 81-91, 2020.
- MENDONÇA DA SILVA, F.; ALMEIDA, L. Q. Uma abordagem sobre a vulnerabilidade socioambiental no ambiente estuarino: aspectos teóricos - conceituais. *REVISTA GEONORTE*, [S.l.], v. 3, n. 4, p. 102 - 112, dez. 2012. ISSN 2237-1419.
- MISSE FILHO, M.; PAIVA, R. A poluição na Baía de Guanabara e a emergência da pauta ambiental no jornal O Globo. *Rev. Eletron. Comun. Inf. Inov. Saúde*. 14(2): 292 – 306, 2020.
- MULLER, G. (1969) Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *Geol. J.*, 2, 108–118.
- MULTIRIO. Relatório de Impacto Ambiental - RIMA: Obras de expansão dos Terminais MultiRio e MultiCar localizados no Porto do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: Concremat Engenharia, 2011.
- MUNIZ, D.H.F.; OLIVEIRA-FILHO, E.C. Metais Pesados Provenientes de Rejeitos de Mineração e Seus Efeitos Sobre a Saúde e o Meio Ambiente. *Universitas: Ciência da Saúde*, v. 4, n. 1 / 2, p. 83-100, 2006.
- NAEGELE, RAFAELA; ROCHA, RODRIGO; SOARES, RICARDO; CLEMENS, LUIS et al. Environmental risk assessment of metals in contaminated sediments by industrial and port activities in Niterói, RJ. In: ANAIS DA 43ª REUNIÃO ANUAL VIRTUAL DA SBQ, 2020, Online. *Anais eletrônicos... Campinas, Galoá*, 2020.
- Naegele, Rafaela. (2022). AVALIAÇÃO DO RISCO AMBIENTAL EM SEDIMENTOS CONTAMINADOS POR METAIS DE ATIVIDADES INDUSTRIAIS E DO COMPLEXO PORTUÁRIO DE NITERÓI, BAÍA DE GUANABARA, RIO DE JANEIRO. 10.13140/RG.2.2.23726.79686.
- Naegele, Rafaela & Tavares da Rocha, Rodrigo & Soares, Ricardo & Machado, Wilson. (2022). Determinación de los impactos antrópicos por el Código de Evaluación de Riesgos (RAC) en los sedimentos en el clima tropical de Río de Janeiro. 10.13140/RG.2.2.30830.89924.
- NETO, B. J. A.; GINGELE, F. X.; LEIPE, T.; BREHME, I. Spatial distribution of heavy metals in surficial sediments from Guanabara Bay: Rio de Janeiro, Brazil. *Environmental Geology*, v. 49, n. 7, p: 1051–1063, 2006.
- PEREIRA, M. E.; DUARTE, A. C.; MILLWARD, G. E.; ABREU, S. N.; VALE, C.; *Water. Sci. Techol* 1998, 37, 125.
- PETRÓLEO BRASILEIRO S.A. (PETROBRAS). Estudo de Impacto Ambiental: Implantação do Terminal Aquaviário da Ilha Comprida, adaptações no Terminal Aquaviário de Ilha Redonda e dutos de transferência de GLP. Rio de Janeiro: Mineral Engenharia e Meio Ambiente, 2007.
- SAMPAIO, M. Estudo de Circulação Hidrodinâmica 3D e Trocas de Massas D’água da Baía de Guanabara – RJ. UFRJ. Rio de Janeiro. 2003. Dissertação de Mestrado.

SMAC – Secretaria Municipal do Meio Ambiente. 2013. Plano de Manejo do Monumento Natural do Parque Natural Municipal Paisagem Carioca. Rio de Janeiro: pp. 510.

SHREVE, R.N. e BRINK JR. J.A. Indústria de Processos Químicos. 4.ed. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan, 1997.

TEIXEIRA-LEITE, C.V.; LIMA, A.P.; MACIEL, T.R.; SANTOS, S.R.B.; VIANNA, M.. A Baía de Guanabara é um ambiente importante para a conservação neotropical? Uma abordagem ictiológica. *Diversidade e Gestão*, v. 2, p. 76-89, 2018.

THOLKAPPIAN M, RAVISANKAR R, CHANDRASEKARAN A, et al (2018) Assessing heavy metal toxicity in sediments of Chennai Coast of Tamil Nadu using Energy Dispersive X-Ray Fluorescence Spectroscopy (EDXRF) with statistical approach. *Toxicol reports* 5:173–182.

TOKALIOGLU, S.; KARTAL, S.; ELÇI, L. Determination of heavy metals and their speciation in lake sediments by flame atomic absorption spectrometry after a four-stage sequential extraction procedure. *Analytica Chimica Acta*, v.413, p.33 –40, 2000.

VIANA, L. C. de A. “Acumulação de Metais-Traço em Sedimentos de Áreas Adjacentes ao Porto de Niterói (Enseada de São Lourenço, Baía de Guanabara, RJ)”. Dissertação de Mestrado em Geologia – Área de Concentração: Geoquímica Ambiental, Universidade Federal Fluminense, Niterói, p. 89, 2009.

WARNKEN K.W.; GILL, G.A.; GRIFFIN, L.L.; SANTSCHI, P.H. (2001) Sediment- water exchange of Mn, Fe, Ni and Zn in galveston bay, texas. *Marine Chemistry*, 73, 215-23.

XIA F, QU L, WANG T, et al (2018) Distribution and source analysis of heavy metal pollutants in sediments of a rapid developing urban river system. *Chemosphere* 207:218–228.

CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS POR ESGOTO SANITÁRIO: COMO AVALIAR A FONTE DA CONTAMINAÇÃO?

1 Luis Fernando Murillo-Bermúdez, 2 Ana Elisa Silva de Abreu, 3 Sueli Yoshinaga Pereira, 4 SeyedMehdi Mohammadzadeh, 5 Cassiano Sampaio Descovi, 6 Daniel Alfonso Sierra, 7 André Luis Sotero Salustiano Martim.

1 Universidade Estadual de Campinas, e-mail: luismurillo@fec.unicamp.br; 2 Universidade Estadual de Campinas, e-mail: aeabreu@unicamp.br; 3 Universidade Estadual de Campinas, e-mail: sueliyos@ige.unicamp.br; 4 Universidade Estadual de Campinas, e-mail: mohammadzadeh@fec.unicamp.br; 5 Universidade Estadual de Campinas, e-mail: cassianodescovi@fec.unicamp.br; 6 Universidade Estadual de Campinas, e-mail: d192229@dac.unicamp.br; 7 Universidade Estadual de Campinas, e-mail: asmartim@unicamp.br.

Palavras-chave: Água subterrânea; esgoto; contaminação; fonte.

Resumo

O esgoto sanitário é uma das fontes de contaminação das águas subterrâneas principalmente em aquíferos rasos, localizados em centros urbanos ou em áreas rurais onde não existe um tratamento adequado destes resíduos. A partir da aplicação do método de revisão sistemática da literatura este trabalho buscou mapear os artigos científicos publicados nos últimos 10 anos que abordam os métodos de avaliação para determinação do esgoto como fonte contaminante comparando-a com outros causantes potenciais. Percebeu-se que o uso de análises hidrogeoquímicas de íons maiores, definição de características físicas e de concentrações de compostos nitrogenados além de análises microbiológicas foram os procedimentos básicos para esta definição. O uso de isótopos estáveis de nitrogênio e oxigênio demonstram ser uma ferramenta de maior discernimento comparada com os métodos anteriores. Observou-se um novo campo de estudos baseado na aplicação de traçadores detectando concentrações de poluentes emergentes provenientes de plumas de esgoto sanitário.

Introdução

As águas subterrâneas é uma fonte quase onipresente de água doce principalmente de alta qualidade. Essas características favorecem seu uso generalizado, que pode ser dimensionado conforme a demanda, evitando a necessidade de grande infraestrutura (Taylor et al. 2012). Desta forma, a água subterrânea é percebida como uma fonte relativamente segura de água potável devido a sua proteção inerente contra fontes externas de contaminação além da atenuação natural e filtração destes contaminantes. Porém, o aumento de atividades antrópicas e conseqüentemente impactos decorrentes podem afetar este recurso a traves da sobrecarga da capacidade de assimilação dos poluentes ou pela tendência de criar novos trajetos de contaminação (Billian et al. 2018; Xing et al 2013).

Entre as fontes de contaminação dos aquíferos encontra-se o esgoto sanitário, seja por rompimento da rede coletora ou vazamento de fossas sépticas como também dos lodos provenientes dos processos de estações tratamento do próprio esgoto sanitário (Mcance et al. 2018; Robertson et al. 2016, Adebowale et al. 2019) inserindo distintos tipos de contaminantes inorgânicos e orgânicos além de proliferação de microrganismos fecais (Billian et al. 2018; Hammerstein et al. 2015).

A norma brasileira NBR 9648 de 1996 define o esgoto sanitário como o despejo líquido constituído de esgotos doméstico e industrial, água de infiltração e a contribuição pluvial parasitária (ABNT, 1996), este termo guarda similaridade com o de águas residuais, que segundo Amatey e Bani (2011) são águas alteradas por atividades antrópicas, e conseqüentemente sofreram alterações das suas propriedades físicas, químicas ou biológicas, tornando-se potencialmente inseguras para alguns fins.

Componente como o nitrato proveniente do esgoto sanitário e de outras fontes potenciais pode chegar a concentrações maiores das consideradas seguras para a saúde humana, potenciando riscos de doenças como alguns tipos de câncer, metemoglobinemia (síndrome do bebê azul), abortos, diabetes e distúrbios nas tiroides (Dan-Hassan et al. 2012). Da mesma forma os microrganismos presentes na água poluída são considerados a primeira causa de doenças transmitidas pela água (Villanueva et al. 2014).

Diante do exposto, o presente trabalho tem como objetivo analisar o estado atual de pesquisas relacionadas com contaminação de águas subterrâneas e os distintos métodos para a comprovação do esgoto sanitário como fonte desta contaminação a partir da aplicação de uma revisão sistemática da literatura.

Material e Métodos

A revisão sistemática da literatura (RSL) é uma técnica de estudo secundária que visa identificar, analisar, interpretar e sintetizar as evidências disponíveis relacionadas a uma pergunta de pesquisa específica partindo de características de imparcialidade e reprodutibilidade. (Kitchenham e Charters, 2007; Levy e Ellis 2006).

Para o desenvolvimento da RSL foram seguidos os passos sugeridos em Levy e Ellis (2006), começando pela definição da pergunta principal e das perguntas secundárias que a revisão pretendeu resolver, posteriormente descreveu-se o

“string” de busca aplicado nas bases de dados, além dos critérios de seleção dos trabalhos científicos, a partir da compilação geral realizou-se uma análise de inclusão e exclusão baseado na leitura do título, resumo e palavras chaves para a determinação dos artigos a ser analisados, finalmente foram excluídos os trabalhos duplicados.

No processo de elegibilidade dos estudos foi considerada as seguintes questões enunciadas em ordem de importância: 1- Estado da arte (cenário) atual das pesquisas relacionadas com contaminação de águas subterrâneas por esgoto sanitário, 2- distintas formas de avaliar e discernir o esgoto sanitário como fonte de contaminação.

Com base nas anteriores perguntas de pesquisa determinaram-se as seguintes palavras chaves que serviram para realizar a busca dos artigos nas bases de dados (Scopus, Compendex): *Groundwater, sewage, contamination, source*, na Tabela 1 é descrito o código de busca aplicado em cada um dos buscadores. O software Zotero foi utilizado para gerenciar as informações dos trabalhos encontrados.

Base de dados	String de busca
Scopus	TITLE-ABS-KEY ("groundwater" AND "sewage" AND "contamination" AND "source or wastewater")
Compendex:	{groundwater} AND {sewage} AND {contamination} AND {source}

Tabela 1. String de busca usado nas bases de dados para a compilação dos artigos científicos.

Entre os critérios definidos para a seleção estão:

1. Foram contemplados na revisão unicamente artigos científicos escritos em língua inglesa em jornais indexados.
2. Artigos científicos entre 2013 e 2023, os artigos de 2023 não foram inseridos para a realização do processo de meta-análise, mas foram elencados por apresentar informações mais recentes de pesquisa no tema.
3. Inclusão de trabalhos meramente dentro da área ambiental com estudos de caso ou revisões bibliográficas que contém as palavras chaves, foram inseridos os artigos que tratam da contaminação por fossas sépticas e proveniente de lodos sanitários por ser um subproduto do próprio esgoto.
4. Artigos relacionados com riscos para saúde humana por contaminação de esgoto em águas superficiais ou subterrâneas foram excluídos, com reuso de água tratada para atividades agrícolas, com avaliação de risco e vulnerabilidade à contaminação, com avaliação de qualidade da água por meio de índices e que abordaram unicamente contaminação por atividades agrícolas também foram descartados.
5. Exclusão de trabalhos relacionados com processos químicos e modelos em laboratório.

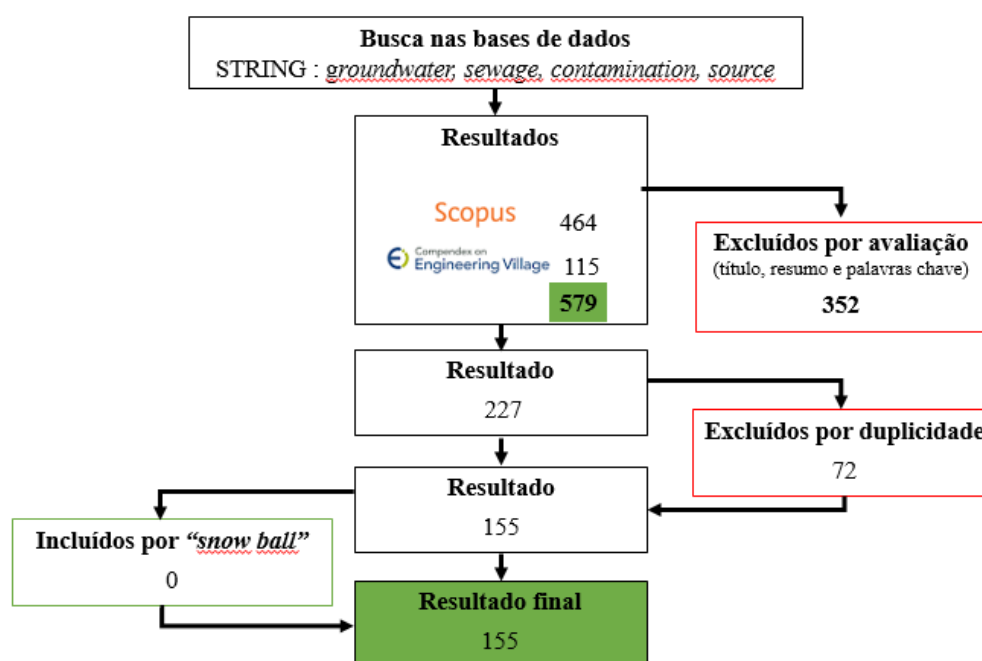


Figura 1. Fluxograma para seleção de artigos científicos na revisão sistemática da literatura.

Resultados e Discussão

Foram selecionados 155 artigos que apresentam relação com as perguntas definidas na primeira fase da revisão, na Figura 2 é apresentada a linha de tempo dos artigos selecionados, observando-se um aumento consecutivo no número de trabalhos desenvolvidos nos últimos 10 anos.

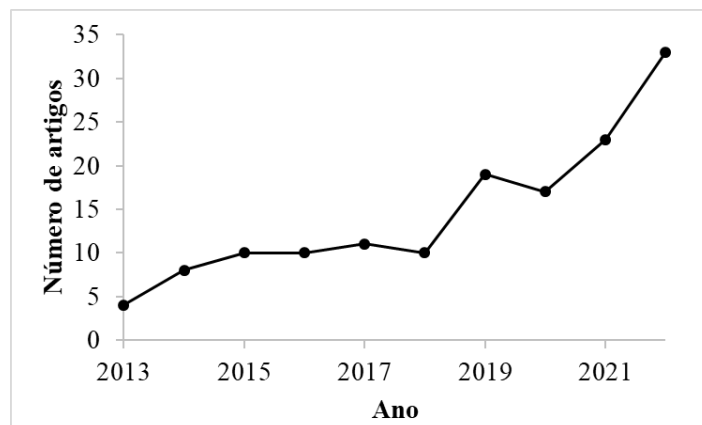


Figura 2. Linha evolutiva de artigos publicados que discutem o esgoto sanitário como fonte de contaminação em águas subterrâneas.

Entre os métodos de avaliação de contaminação por esgoto sanitário nas águas subterrâneas abordados nos distintos artigos científicos selecionados encontraram-se:

1. Hidrogeoquímica e geoestatística: Caracterização física, geoquímica de íons principais (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Cl^- , HCO_3^- , SO_4^{2-} , F^- , Br^- , PO_4^{3-}) e espécies de nitrogênio (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+) em águas subterrâneas são usualmente usados para análises quantitativas de presença de plumas de contaminação por esgoto sanitário (Biddau et al 2023; Yu et al. 2022; Elemile et al. 2021).

Entre as técnicas estatísticas está a análise de componentes principais (PCA) que é usada para definir as inter-relações entre um conjunto de dados multivariados. Gu et al (2015) usaram este método aliado com avaliação de concentrações de NO_3 e Cl para explicar o impacto antrópico especificamente por esgoto doméstico, fossas sépticas e fertilizantes agrícolas nas águas subterrâneas na região de Liujiang, na China. Da mesma forma, Redwan et al (2019) usou estas técnicas para a definição das fontes de poluição numa região no Egito. Outros métodos além do PCA como a análise de cluster foram usados por Bodrud-Doza et al (2019) para discernir fontes geogênicas e antrópicas em Bangladesh. Outras técnicas como agrupamento de Kohonem (Self-organized map) e agrupamento difuso (fuzzy c-means) também foram utilizados para analisar os parâmetros físico-químicos das águas subterrâneas na cidade de Seul, Coreia do Sul (Lee et al. 2019).

As análises mencionadas anteriormente são usadas precedendo a aplicação de outros métodos como os isotópicos, devido que evidenciam de forma simples e rápida a possível presença de contaminação, exemplo deste procedimento estão nos trabalhos realizados por Cui et al (2020), Yu et al (2022), Bertrand et al (2016); Ju et al (2018); Vystavna et al (2019); Gibrilla et al (2020) entre outros.

2. Análises microbiológicas: Na avaliação da contaminação fecal, o organismo indicador é geralmente a *Escherichia Coli*. A presença de *Coliformes Totais*, *Escherichia Coli* e bactérias *Enterococcus* indicam que dejetos humanos ou animais contaminam a água (Şener et al 2020). Trabalhos de mapeamento de poços com ausência e presença de coliformes fecais são um indicador de interesse para definição da pluma de contaminação antrópica em aquíferos (Souid et al. 2017; Redwan et al. 2020; Abdalla e Khalil, 2018, Şener et al 2020).

Outros trabalhos usam indicadores biológicos a partir da extração e análises de DNA em amostras de água subterrânea de algumas famílias de bactérias, que demonstraram a presença de contaminação por esgoto e estrume animal na região do delta do rio Pearl, na China (Zhu et al. 2019). Hammerstein et al. (2015) testou entre outros traçadores, o bacteriófago P22 para detectar sistemas sépticos com problemas de vazamento em zonas costeiras dos Estados Unidos.

3. Isótopos estáveis de nitrogênio e oxigênio: Aplicação de isótopos de ^{15}N e ^{18}O vem sendo empregada para avaliação de fontes de nitrato em águas subterrâneas desde a década dos setentas (Varnier et al. 2021). Além de fornecer informações dos processos geoquímicos do nitrogênio nos aquíferos (Cui et al 2022; Ju et al. 2022; Chen, Qian e Wu 2017; Shalev et al. 2015; Amiri, Zarem e Wodory 2015; Jin et al, 2015; Pastén-Zapata et al. 2014).

De acordo com Varnier et al 2021As razões isotópicas de nitrogênio e oxigênio são expressadas pela notação (delta) e os resultados expressados em permil (‰) de acordo à equação 1:

$$\delta(\text{‰}) = \left[\frac{R(\text{amostra}) - R(\text{padrão})}{R(\text{padrão})} - 1 \right] \times 1000 \quad (1)$$

Onde R é a razão entre o isótopo menos abundante (mais pesado) e o mais abundante (menos pesado) tanto para o nitrogênio quanto para o oxigênio. Os padrões internacionais de referência para estes isótopos, são N_2 atmosférico (AIR) e o Vienna Standard Mean Ocean Water (VSMOW), respectivamente.

Cada uma das fontes de nitrogênio (sistemas de saneamento, resíduos sólidos, esterco, atmosfera, solo e fertilizantes, entre outros) tende a apresentar valores de composição isotópica de ^{15}N e ^{18}O característicos. Normalmente estes valores são plotados em gráficos baseados em estudos anteriores que já definiram estas fontes com maior precisão (Figura 3) (Silva et al 2002; Kendall et al 2007).

Muitas vezes, os resultados da repartição da fonte de NO_3^- são frequentemente incertos devido à sobreposição nas composições isotópicas da fonte e à incerteza dos fatores de fracionamento isotópico, por esta razão é usado o modelo estável de mistura de isótopos (SIAR) é utilizado e implementado com base em uma estrutura bayesiana (Cui et al 2020, Shang et al 2020; Ju et al. 2023; Yu et al. 2022; Gibrilla et al. 2020, Zhang et al. 2020; Dubinsky et al. 2020; Ren et al. 2021; Wu et al. 2021; Cao et al. 2021).

Outros trabalhos abordam a avaliação de fontes de poluição a través do uso de outros isótopos estáveis como o do boro (Cary et al. 2013; Lasagna e De Luca, 2019, Carrey et al. 2020, Biddau et al. 2023) e do sulfato (Bertrand et al. 2016; Zhang et al 2020; Dubinsky et al. 2020; Ren et al. 2019).

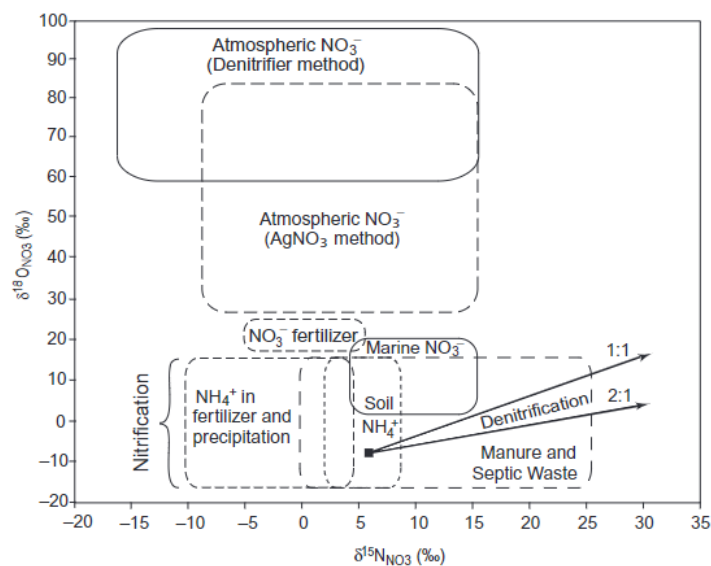


Figura 3. Valores típicos de $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ e $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$ do nitrato derivado ou nitrificado de várias fontes de nitrogênio (Tomado de Kendall et al. 2007).

4. Poluentes emergentes: Uma outra linha de pesquisa mais recente dirigida para o entendimento de processos de contaminação de águas subterrâneas é a utilização de poluentes emergentes como traçadores de vazamentos de esgoto ou por lodos de estações de tratamento de águas residuais. Rosenfeld e Feng (2011) os define como produtos químicos sintéticos ou de ocorrência natural ou quaisquer microrganismos que não são monitorados comumente no meio ambiente, mas têm o potencial de entrar no meio ambiente e causar efeitos adversos ecológicos e/ou à saúde humana conhecidos ou suspeitos.

Uma revisão realizada por McCance et al (2018) mostra como alguns produtos farmacêuticos e de cuidado pessoal, adoçantes artificiais, compostos industriais como surfactantes, plastificantes e detergentes, subprodutos de desinfecção das águas apresentam um potencial para rastrear a contaminação em águas subterrâneas. No estudo eles descrevem quatro critérios importantes para a seleção destes traçadores: Presença suficiente em afluentes e efluentes de águas residuais e processos de pós-tratamento para uma fácil identificação; diagnóstico dos impactos das estações de tratamento em comparação a outras fontes potenciais de contaminação fora do local; persistência dentro do aquífero (exemplo, resistente à biodegradação, sorção e transformação) e finalmente passível de analisar de forma rápida e sensível.

Schaider et al (2016) apresentam uma avaliação de um sistema aquífero raso nos Estados Unidos com uma possível contaminação por sistemas de tratamento de água residuais no local, onde foram avaliados mais de 100 compostos orgânicos. Foram detectados 12 produtos farmacêuticos, cinco substâncias per e polifluoroalquil (PFASs), 4 retardadores de chama organofosforados, e um adoçante artificial (acesulfame). Todos estes foram correlacionados positivamente com as concentrações de nitrato, boro e correlacionados negativamente com a profundidade do poço.

Alguns adoçantes artificiais também se tornaram de interesse para este tipo de análises, como é o caso da sucralose, Robertson et al (2016) analisou este composto entre 2008 e 2014 em um aquífero costeiro no Canadá, percebendo que sua degradação ocorreu lentamente em um período de vários meses a vários anos tendo o potencial para ser usada como um indicador recente de águas residuais.

Microrganismos patogênicos descobertos recentemente também apresentaram um potencial para descrever possíveis processos de contaminação por sistemas de tratamento de águas residuais *in situ*, o primeiro estudo em águas subterrâneas usando o vírus CrAssphage (análise de DNA) realizado no Canadá demonstrou a eficácia para o monitoramento de contaminação fecal de fontes de poluição em ambiente costeiro (Threndyle et al. 2022).

Conclusões

A traves da revisão sistemática da literatura logrou-se mapear os artigos relacionados com os métodos para avaliação do esgoto sanitário como fonte de contaminação das águas subterrâneas. Observou-se um aumento ao longo dos anos no número de publicações sobre o tema.

Entre os métodos encontrados estão as análises hidrogeoquímicas, de características físicas e concentrações de compostos nitrogenados com aplicação de procedimento estatísticos como análises de cluster, de componentes principais e de regressão multivariada. De outro lado, estão as análises de detecção de microrganismos provenientes do esgoto sanitário como bactérias e vírus, todos estes métodos considerados como essenciais para a detecção desta contaminação.

Métodos isotópicos foram usados para o discernimento mais preciso do esgoto em relação a outras fontes potenciais, destaca-se o uso de isótopos estáveis de nitrogênio e oxigênio a través das firmas isotópicas documentadas na literatura que possibilita também descrever processos geoquímicos do ciclo do nitrogênio.

Finalmente, pesquisas com poluentes emergentes provenientes do esgoto entre os que se encontram drogas, compostos alimentares e industriais estão abrindo um novo campo de estudos a partir do rastreamento de suas concentrações nas águas subterrâneas.

Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001 (grant numbers: 88887.701529/2022-00, 88887.497812/2020-00, 88887.701389/2022-00 e 88887.805051/2023-00), e a Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP) pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

Abdalla, F.; Khalil, R. 2018. Potential effects of groundwater and surface water contamination in an urban area, Qus City, Upper Egypt. *Journal of African Earth Sciences*, [S. l.], v. 141, p. 164–178. DOI: 10.1016/j.jafrearsci.2018.02.016.

Adebowale, T. et al. Delineation of contaminant sources and denitrification using isotopes of nitrate near a wastewater treatment plant in peri-urban settings. *Science of the Total Environment*, [S. l.], v. 651, p. 2701–2711, 2019. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.10.146.

Amiri, H.; Zare, M.; Widory, D. 2015. Assessing sources of nitrate contamination in the Shiraz urban aquifer (Iran) using the $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{18}\text{O}$ dual-isotope approach. *Isotopes in Environmental and Health Studies*, [S. l.], v. 51, n. 3, p. 392–410. DOI: 10.1080/10256016.2015.1032960.

Amoatey, P.; Bani, R. 2011. *Wastewater Management*. DOI: 10.5772/16158.

Associação Brasileira de Normas Técnicas. ABNT NBR 9648: Estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário. Rio de Janeiro: ABNT, 1986.

Bertrand, G. et al. Groundwater contamination in coastal urban areas: Anthropogenic pressure and natural attenuation processes. Example of Recife (PE State, NE Brazil). *Journal of Contaminant Hydrology*, [S. l.], v. 192, p. 165–180, 2016. DOI: 10.1016/j.jconhyd.2016.07.008.

Billian, H.; Krometis, L. A.; Thompson, T.; Hagedorn, C. Movement of traditional fecal indicator bacteria and source-tracking targets through septic drainfields. *Science of the Total Environment*, [S. l.], v. 610–611, p. 1467–1475, 2018. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.08.131.

Biddau, R. et al. Geochemistry, stable isotopes and statistic tools to estimate threshold and source of nitrate in groundwater (Sardinia, Italy). *Water Research*, [S. l.], v. 232, 2023. DOI: 10.1016/j.watres.2023.119663.

Bodrud-Doza, M. et al. Characterization of groundwater quality using water evaluation indices, multivariate statistics and geostatistics in central Bangladesh. *Water Science*, [S. l.], v. 30, n. 1, p. 19–40, 2016. DOI: 10.1016/j.wsj.2016.05.001.

Cary, L.; Casanova, J.; Gaaloul, N.; Guerrot, C. Combining boron isotopes and carbamazepine to trace sewage in salinized groundwater: A case study in Cap Bon, Tunisia. *Applied Geochemistry*, [S. l.], v. 34, p. 126–139, 2013. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2013.03.004.

Carrey, R. et al. Combining multi-isotopic and molecular source tracking methods to identify nitrate pollution sources in surface and groundwater. *Water Research*, [S. l.], v. 188, 2021. DOI: 10.1016/j.watres.2020.116537.

- Chen, J.; Qian, H.; Wu, H. Nitrogen contamination in groundwater in an agricultural region along the New Silk Road, northwest China: distribution and factors controlling its fate. *Environmental Science and Pollution Research*, [S. l.], v. 24, n. 15, p. 13154–13167, 2017. DOI: 10.1007/s11356-017-8881-0.
- Cui, R.; Fu, B.; MAO, K.; Chen, A.; Zhang, D. Identification of the sources and fate of NO₃-N in shallow groundwater around a plateau lake in southwest China using NO₃- isotopes ($\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{18}\text{O}$) and a Bayesian model. *Journal of Environmental Management*, [S. l.], v. 270, 2020. DOI: 10.1016/j.jenvman.2020.110897.
- Dan-Hassan, M. A.; Olasehinde, P. I.; Amadi, A. N.; Yisa, J.; Jacob, J. O. Spatial and Temporal Distribution of Nitrate Pollution in Groundwater of Abuja, Nigeria. *International Journal of Chemistry*, [S. l.], v. 4, n. 3, p. p104, 2012. DOI: 10.5539/ijc.v4n3p104.
- Dubinsky, A. J.; Wilks, R. P. A.; Buhay, W. M. Confirming the Source of High-Sulfate Concentrations in Dead Horse Creek, Winkler, Manitoba, Canada, Using a Dual-Isotope Bayesian Probability Mixing Model. *Water, Air, and Soil Pollution*, [S. l.], v. 231, n. 10, 2020. DOI: 10.1007/s11270-020-04887-2.
- Elemile, O. O.; Ibitogbe, E. M.; Folorunso, O. P.; Ejiboye, P. O.; Adewumi, J. R. Principal component analysis of groundwater sources pollution in Omu-Aran Community, Nigeria. *Environmental Earth Sciences*, [S. l.], v. 80, n. 20, 2021. DOI: 10.1007/s12665-021-09975-y.
- Gibrilla, A.; Fianko, J. R.; Ganyaglo, S.; Adomako, D.; Anornu, G.; Zakaria, N. Nitrate contamination and source apportionment in surface and groundwater in Ghana using dual isotopes (^{15}N and ^{18}O -NO₃) and a Bayesian isotope mixing model. *Journal of Contaminant Hydrology*, [S. l.], v. 233, 2020. DOI: 10.1016/j.jconhyd.2020.103658.
- Gu, H.; Chi, B.; Li, H.; Jiang, J.; Qin, W.; Wang, H. Assessment of groundwater quality and identification of contaminant sources of Liujiang basin in Qinhuangdao, North China. *Environmental Earth Sciences*, [S. l.], v. 73, n. 10, p. 6477–6493, 2015. DOI: 10.1007/s12665-014-3870-9.
- Hammerstein, H. C.; Work, P. A.; Frischer, M. E. Bacteriophage Tracer for Fecal Contamination Sources in Coastal Waters. *Water Quality, Exposure and Health*, [S. l.], v. 7, n. 1, p. 15–26, 2015. DOI: 10.1007/s12403-013-0104-4.
- Jin, Z.; Qin, X.; Chen, L.; Jin, M.; Li, F. Using dual isotopes to evaluate sources and transformations of nitrate in the West Lake watershed, eastern China. *Journal of Contaminant Hydrology*, [S. l.], v. 177–178, p. 64–75, 2015. DOI: 10.1016/j.jconhyd.2015.02.008.
- Ju, Y.; Kaown, D.; Lee, K. K. A three-pronged approach for identifying source and extent of nitrate contamination in groundwater. *Journal of Soil and Water Conservation*, [S. l.], v. 73, n. 5, p. 493–503, 2018. DOI: 10.2489/jswc.73.5.493.
- Ju, Y.; Koh, D. C.; Kim, D. H.; Mayer, B.; Kwon, H. I. Evaluating the sources and fate of nitrate in riparian aquifers under agricultural land using in situ-measured noble gases, stable isotopes, and metabolic genes. *Water Research*, [S. l.], v. 231, 2023. DOI: 10.1016/j.watres.2023.119601.
- Kendall, C.; Elliott, E. M.; Wankel, S. D. Tracing Anthropogenic Inputs of Nitrogen to Ecosystems - Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science - Wiley Online Library. 2007. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/9780470691854.ch12>. Acesso em: 10 jun. 2023.
- Kitchenham, B.; Charters, S. Guidelines for performing systematic literature reviews in software engineering. [s.l.] : Technical report, EBSE Technical Report EBSE-2007-01, 2007.
- Kuroda, K.; Murakami, M.; Oguma, K.; Takada, H.; Takizawa, S. Investigating sources and pathways of perfluoroalkyl acids (PFAAs) in aquifers in Tokyo using multiple tracers. *Science of the Total Environment*, [S. l.], v. 488–489, n. 1, p. 51–60, 2014. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.04.066.
- Lasagna, M.; De Luca, D. A. Evaluation of sources and fate of nitrates in the western Po plain groundwater (Italy) using nitrogen and boron isotopes. *Environmental Science and Pollution Research*, [S. l.], v. 26, n. 3, p. 2089–2104, 2019. DOI: 10.1007/s11356-017-0792-6.
- Lee, K.; Yun, S.; Yu, S.; Kim, K.; Lee, J.; Lee, S. The combined use of self-organizing map technique and fuzzy c-means clustering to evaluate urban groundwater quality in Seoul metropolitan city, South Korea. *Journal of Hydrology*, [S. l.], v. 569, p. 685–697, 2019. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2018.12.031.

- Levy, Y.; Ellis, T. J. A Systems Approach to Conduct an Effective Literature Review in Support of Information Systems Research. *Informing Science: The International Journal of an Emerging Transdiscipline*, [S. l.], v. 9, p. 181–212, 2006.
- Mccance, W. et al. Combining environmental isotopes with Contaminants of Emerging Concern (CECs) to characterise wastewater derived impacts on groundwater quality. *Water Research*, [S. l.], v. 182, 2020. DOI: 10.1016/j.watres.2020.116036.
- Pastén-Zapata, E.; Ledesma-Ruiz, R.; Harter, T.; Ramírez, A. I.; Mahlknecht, J. Assessment of sources and fate of nitrate in shallow groundwater of an agricultural area by using a multi-tracer approach. *Science of the Total Environment*, [S. l.], v. 470–471, p. 855–864, 2014. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.10.043.
- Redwan, M.; Abdel Moneim, A. A.; Mohammed, N. E.; Masoud, A. M. Sources and health risk assessments of nitrate in groundwater, West of Tahta area, Sohag, Egypt. *Episodes*, [S. l.], v. 43, n. 2, p. 751–760, 2020. DOI: 10.18814/epiiugs/2020/020048.
- Ren, L.; Cheng, L.; Zhang, S.; Ding, A.; Zhu, Y.; Lu, C.; Li, Y.; Yang, Q.; Li, J. Quantifying nitrate pollution sources of the drinking water source area using a Bayesian isotope mixing model in the northeastern suburbs of Beijing, China. *Isotopes in Environmental and Health Studies*, [S. l.], v. 57, n. 4, p. 350–367, 2021. DOI: 10.1080/10256016.2021.1937149.
- Robertson, W. D.; Van Stempvoort, D. R.; Spoelstra, J.; Brown, S. J.; Schiff, S. L. Degradation of sucralose in groundwater and implications for age dating contaminated groundwater. *Water Research*, [S. l.], v. 88, p. 653–660, 2016. DOI: 10.1016/j.watres.2015.10.051.
- Rosenfeld, P. E.; Feng, L. G. H. 16 - Emerging Contaminants. Em: ROSENFELD, P. E.; Feng, L. G. H. (org.). *Risks of Hazardous Wastes*. Boston: William Andrew Publishing, 2011. p. 215–222. DOI: 10.1016/B978-1-4377-7842-7.00016-7. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9781437778427000167>.
- Shang, X. et al. Riverine nitrate source apportionment using dual stable isotopes in a drinking water source watershed of southeast China. *Science of the Total Environment*, [S. l.], v. 724, 2020. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.137975.
- Şener, E.; Varol, S. Hydro-chemical and microbiological pollution assessment of irrigation water in Kızılırmak Delta (Turkey). *Environmental Pollution*, [S. l.], v. 266, 2020. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.115214.
- Schaidler, L. A.; Ackerman, J. M.; Rudel, R. A. Septic systems as sources of organic wastewater compounds in domestic drinking water wells in a shallow sand and gravel aquifer. *Science of the Total Environment*, [S. l.], v. 547, p. 470–481, 2016. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.12.081.
- Shalev, N.; Burg, A.; Gavrieli, I.; Lazar, B. Nitrate contamination sources in aquifers underlying cultivated fields in an arid region - The Arava Valley, Israel. *Applied Geochemistry*, [S. l.], v. 63, p. 322–332, 2015. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2015.09.017.
- Silva, S. R. et al. Forensic Applications of Nitrogen and Oxygen Isotopes in Tracing Nitrate Sources in Urban Environments. *Environmental Forensics*, [S. l.], v. 3, n. 2, p. 125–130, 2002. DOI: 10.1006/enfo.2002.0086.
- Soud, F.; Agoubi, B.; Hamdi, M.; Telahigue, F.; Kharroubi, A. Groundwater chemical and fecal contamination assessment of the Jerba unconfined aquifer, southeast of Tunisia. *Arabian Journal of Geosciences*, [S. l.], v. 10, n. 10, 2017. DOI: 10.1007/s12517-017-2981-5.
- Taylor, R. et al. Ground water and climate change. *Nature Climate Change*, [S. l.], v. 3, p. 322–329, 2013. DOI: 10.1038/nclimate1744.
- Threndyle, R. E. et al. CrAssphage as an indicator of groundwater-borne pollution in coastal ecosystems. *Environmental Research Communications*, [S. l.], v. 4, n. 5, 2022. DOI: 10.1088/2515-7620/ac693a.
- Varnier, C. (org.). *Nitrato nas águas subterrâneas: desafios frente ao panorama atual*. São Paulo: SIMA/IG, 2019. 128 p. Disponível em: https://smastr16.blob.core.windows.net/igeo/2020/01/boletim_ig_nitrato.pdf.
- Varnier, C.; Suhogusoff, A. V.; Hirata, R.; Aravena, Uso dos isótopos 15N e 18O em nitrato e a sua importância em estudos de contaminação de aquíferos urbanos na América Latina. *Derbyana*, [S. l.], v. 42, 2021. DOI: 10.14295/derb.v42.738. Disponível em: <https://revistaig.emnuvens.com.br/derbyana/article/view/738>.

Villanueva, Cristina M. Assessing exposure and health consequences of chemicals in drinking water: current state of knowledge and research needs. *Environmental Health Perspectives*, [S. l.], v. 122, n. 3, p. 213–221, 2014. DOI: 10.1289/ehp.1206229.

Vystavna, Y. et al. Multi-tracing of recharge seasonality and contamination in groundwater: A tool for urban water resource management. *Water Research*, [S. l.], v. 161, p. 413–422, 2019. DOI: 10.1016/j.watres.2019.06.028.

Wu, H. et al. Identifying nitrate sources in surface water, regolith and groundwater in a subtropical red soil Critical Zone by using dual nitrate isotopes. *Catena*, [S. l.], v. 198, 2021. DOI: 10.1016/j.catena.2020.104994.

Xing, M.; Liu, W.; Wang, Z.; Hu, J. Relationship of nitrate isotopic character to population density in the Loess Plateau of Northwest China. *Applied Geochemistry*, [S. l.], v. 35, p. 110–119, 2013. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2013.04.002.

Yu, L.; Zheng, T.; Yuan, R.; Zheng, X. APCS-MLR model: A convenient and fast method for quantitative identification of nitrate pollution sources in groundwater. *Journal of Environmental Management*, [S. l.], v. 314, 2022. DOI: 10.1016/j.jenvman.2022.115101.

Zhu, A. et al. Combined microbial and isotopic signature approach to identify nitrate sources and transformation processes in groundwater. *Chemosphere*, [S. l.], v. 228, p. 721–734, 2019. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.04.163.

POÇO TUBULAR DA CIDADE DE BOA VISTA, RORAIMA - BRASIL: ESTIMATIVA DE RECARGA DO AQUÍFERO BOA VISTA.

1 Márcio Ávila de Lima, 2 Vera Lane de Castro Martins, 3 Neliane de Sousa Alves, 4 Maria Astrid Rocha Liberato, 5 Maria da Glória Gonçalves de Melo, 6 Ieda Hortêncio Batista.

1 Mestrando da Universidade do Estado do Amazonas – UEA, Escola Normal Superior, Av. Djalma Batista, 2470 – Chapada, CEP: 69050-300, Manaus – AM, e-mail: madl.mgr22@uea.edu.br, 2 Mestranda da Universidade do Estado do Amazonas – UEA, Escola Normal Superior, Av. Djalma Batista, 2470 – Chapada, CEP: 69050-300, Manaus – AM, e-mail: vldcm.mgr22@uea.edu.br, 3 Professora Doutora da Universidade do Estado do Amazonas – UEA, Escola Normal Superior, Av. Djalma Batista, 2470 – Chapada, CEP: 69050-300, Manaus – AM, e-mail: nsalves@uea.edu.br, 4 Professora Doutora da Universidade do Estado do Amazonas – UEA, Escola Normal Superior, Av. Djalma Batista, 2470 – Chapada, CEP: 69050-300, Manaus – AM, e-mail: mliberato@uea.edu.br, 5 Professora Doutora da Universidade do Estado do Amazonas – UEA, Escola Normal Superior, Av. Djalma Batista, 2470 – Chapada, CEP: 69050-300, Manaus – AM, e-mail: mgmelo@uea.edu.br, 6 Professora Doutora da Universidade do Estado do Amazonas – UEA, Escola Normal Superior, Av. Djalma Batista, 2470 – Chapada, CEP: 69050-300, Manaus – AM, e-mail: ibatista@uea.edu.br.

Palavras-Chave: Métodos empíricos, precipitação pluvial, água subterrânea.

Resumo

Poços tubulares para captação de água subterrânea têm sido utilizados para os mais diversos usos: irrigação, dessedentação de animais, abastecimento urbano, indústria, termelétricas. A retirada de água subterrânea provoca rebaixamento dos lençóis freáticos e aquíferos livres e confinados. É importante o estudo da recarga de aquíferos para atender exigências da Política Nacional de Recursos Hídricos e garantir quantidade de água subterrânea com qualidade para os diversos usos consuntivos. Além disso há a necessidade de calcular a recarga dos aquíferos devido a antropização e consequente impermeabilização dos solos, que promovem maior escoamento superficial e menor infiltração no solo das águas oriundas de precipitações pluviais. O objetivo desse trabalho foi estimar a recarga de aquífero a partir de poço tubular instalado na cidade de Boa Vista, Roraima – Brasil. Para cálculo da estimativa de recarga do aquífero foi utilizado o ESPERE, que é uma ferramenta do MS EXCEL que permite aplicar, de modo rápido e simultâneo, estimativas de recargas por métodos empíricos. O método escolhido para estimativa da recarga foi o *Water Table Fluctuation* (WTF). No ESPERE foram inseridos dados das séries anuais (2020) da precipitação e do nível de água do poço tubular pesquisado, bem como outros parâmetros. Os resultados mostraram que a estimativa da recarga de água subterrânea foi de 880.29 mm e o total de precipitação foi de 1641.3 mm. Conclui-se que do total precipitado cerca de 53,63% foram recarregados para o aquífero Boa Vista.

Key words: Empirical methods, rainfall, groundwater.

Summary

Tube wells for groundwater collection have been used for the most diverse uses: irrigation, animal watering, urban supply, industry, thermoelectric plants. The withdrawal of groundwater causes the lowering of groundwater and free and confined aquifers. It is important to study the recharge of aquifers to meet the requirements of the National Policy on Water Resources and guarantee the quantity of quality groundwater for the various consumptive uses. In addition, there is a need to calculate the recharge of aquifers due to anthropization and consequent soil sealing, which promote greater surface runoff and less infiltration of water from rainfall into the soil. The objective of this work was to estimate the aquifer recharge from a tubular well installed in the city of Boa Vista, Roraima - Brazil. To calculate the estimated recharge of the aquifer, ESPERE was used, which is a MS EXCEL tool that allows the application, quickly and simultaneously, of recharge estimates by empirical methods. The method chosen to estimate recharge was the *Water Table Fluctuation* (WTF). In ESPERE, data from the annual series (2020) of precipitation and the water level of the researched tubular well, as well as other parameters, were entered. The results showed that the estimated groundwater recharge was 880.29 mm and the total precipitation was 1641.3 mm. It is concluded that about 53.63% of the total precipitation was recharged to the Boa Vista aquifer.

Introdução

Em inúmeras regiões do planeta Terra a sobrevivência e desenvolvimento dependem da água subterrânea que é vital para os seres humanos. O uso da água subterrânea tem sido realizado muitas vezes sem o controle adequado de modo que a quantidade explorada ou explorada pode resultar em riscos de exaustão e consequentemente rebaixamento do lençol freático, interferindo nas vazões dos rios e mananciais de água. De acordo com a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA (2021) “a estimativa de recarga de água subterrânea é fundamental para que os gestores de recursos hídricos possam planejar os melhores usos e evitar possíveis conflitos, sendo, para isso, importante entender e quantificar os impactos provenientes da ocupação da terra e das mudanças climáticas”. A recarga das águas subterrâneas pode ser definida como o fluxo descendente de água, através da zona não saturada para o lençol freático, aumentando a quantidade de água armazenada na formação do aquífero (DE VRIES e SIMMERS, 2002 *apud* LANINI, 2020).

De acordo com Lanini (2020), a recarga vem principalmente da fração da chuva que se infiltra no solo e reabastece o aquífero. Contudo, não depende apenas do contexto meteorológico, mas também das características geomorfológicas e ambientais (declividade, rugosidade hidráulica, etc), da superfície da bacia hidrográfica, das propriedades do solo, vegetação, tipo de solo, capacidade de água disponível e das propriedades hidrodinâmicas das formações das águas subterrâneas.

Há na literatura muitos métodos para o cálculo da recarga de um aquífero e de acordo com o método utilizado, os tipos de dados e o modo como a recarga é computada lidam com diferentes tipos de recargas. No ano 2000, notadamente nos Estados Unidos, tem sido tentado comparar a recarga pelos diferentes métodos, desta forma, demonstrando que a acuracidade dos métodos variam dependendo do tipo de aquífero estudado. Para se obter estimativa realística de recarga subterrânea e intervalo de confiança na escala da bacia hidrogeológica é importante utilizar uma variedade de abordagens que complementam umas às outras (SCANLON et al., 2006 *apud* LANINI, 2020). A ferramenta ESPERE foi desenvolvida para esse propósito. A falta de dados de entrada para utilização dos diversos métodos é fator que não permite aplicá-lo. Desse modo, neste artigo utilizou-se apenas o método *Water Table Fluctuation* (WTF). O método WTF requer apenas os dados de chuva, nível do poço ao longo de determinado período (ano) e a constante S_y (rendimento específico) para que seja estimada a recarga no aquífero, conforme Equação 1 e Figura 1.

Equação 1 – Rendimento específico.

$$R = S_y \cdot \Sigma (\Delta h - \delta) = S_y \cdot (\Delta h / \Delta t)$$

onde:

R é a recarga do poço sob estudo em milímetros (mm);

S_y é o rendimento específico do aquífero (constante = 0.20);

h é a altura do nível freático em metros (m);

t é o tempo de ocorrência da recarga (ano, mês, dia).

O procedimento implementado no ESPERE_V2 soma o aumento do lençol freático ao longo de cada ano, contabilizando a recessão não realizada (método baseado em eventos).

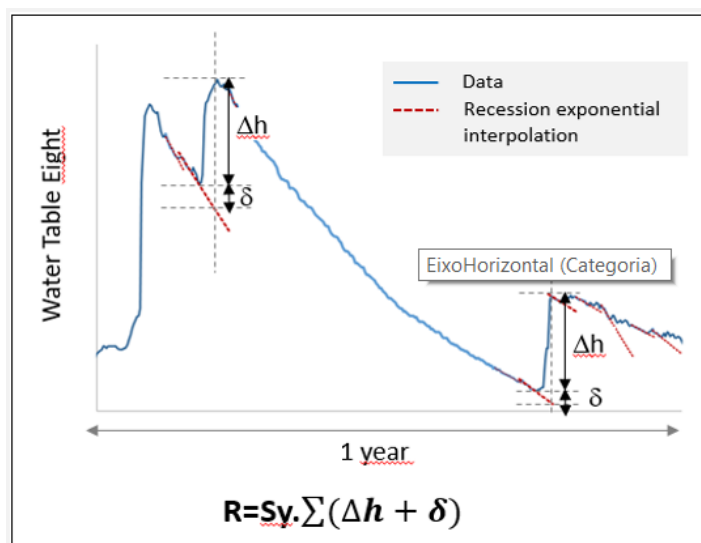


Figura 1 – Gráfico Water Table Fluctuation – WTF.

Fonte: Lanini (2020).

As estimativas de recarga de aquíferos são importantes para inclusive atender exigência do artigo 27 da Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei N° 9.433/1997), a qual dispõe sobre os objetivos do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos e estabelece em seus incisos a necessidade em reunir, divulgar e dar consistência aos dados sobre a quantidade e qualidade dos recursos hídricos, com atualização permanente das informações sobre disponibilidade e demanda. Essas informações subsidiarão a elaboração dos Planos de Recursos Hídricos. De acordo com a Companhia de Águas e Esgotos de Roraima – CAER (2023) o “abastecimento de água da capital está dividido em dois sistemas: captação superficial das águas do Rio Branco, localizado no bairro São Pedro, que através de duas adutoras, encaminham a água bruta captada para duas estações de tratamento de águas (ETA) e captação subterrânea realizadas em diversos bairros da cidade através dos 62 poços tubulares”. Assim é fundamental que estudos de recargas de aquíferos, sejam realizados utilizando dados dos poços cadastrados na Rede Integrada de Monitoramento de Águas Subterrâneas (RIMAS), para que se tenham informações fidedignas do monitoramento da qualidade e quantidade dos recursos hídricos subterrâneos.

O objetivo desse trabalho foi estimar a recarga de aquífero em poço tubular, localizado no município de Boa Vista, Roraima – Brasil, no período de 12 meses.

Material e Métodos

A área escolhida para estudo de recarga do aquífero Boa Vista foi o poço tubular de monitoramento instalado na Escola Professor Carlos Casadio, no bairro Cinturão Verde, cidade de Boa Vista, Id 1300004283, latitude 02°47'54" N e longitude 60°42'16" W, Bacia Hidrográfica Rio Amazonas, de propriedade da Companhia de Águas de Roraima – CAER, profundidade 65 metros, equipado com medidor automático de nível. O poço tubular faz parte da sub-bacia do Rio Solimões, Negro, Branco e outros. Com feição geomorfológica pediplano e descrição geológica com profundidade inicial de 30 metros (formação Boa Vista) e profundidade final de 65 metros (formação Corpo Cristalino), apresentando dados litológicos com as seguintes características: até 6m areia argilosa de coloração amarelada, de 6m até 30m, arenito fino de granulometria média de coloração cinza esbranquiçado e de 30m a 65m rocha cristalina não identificada, de coloração acinzentada. A Figura 2 indica a localização do poço tubular, enquanto a Figura 3 demonstra o perfil e o gráfico de evolução do nível de água do poço, respectivamente. Os dados foram obtidos do sítio eletrônico do Serviço Geológico do Brasil (SGB), na plataforma RIMAS. Para o presente estudo utilizou-se a série histórica referente ao período de janeiro a dezembro de 2020.

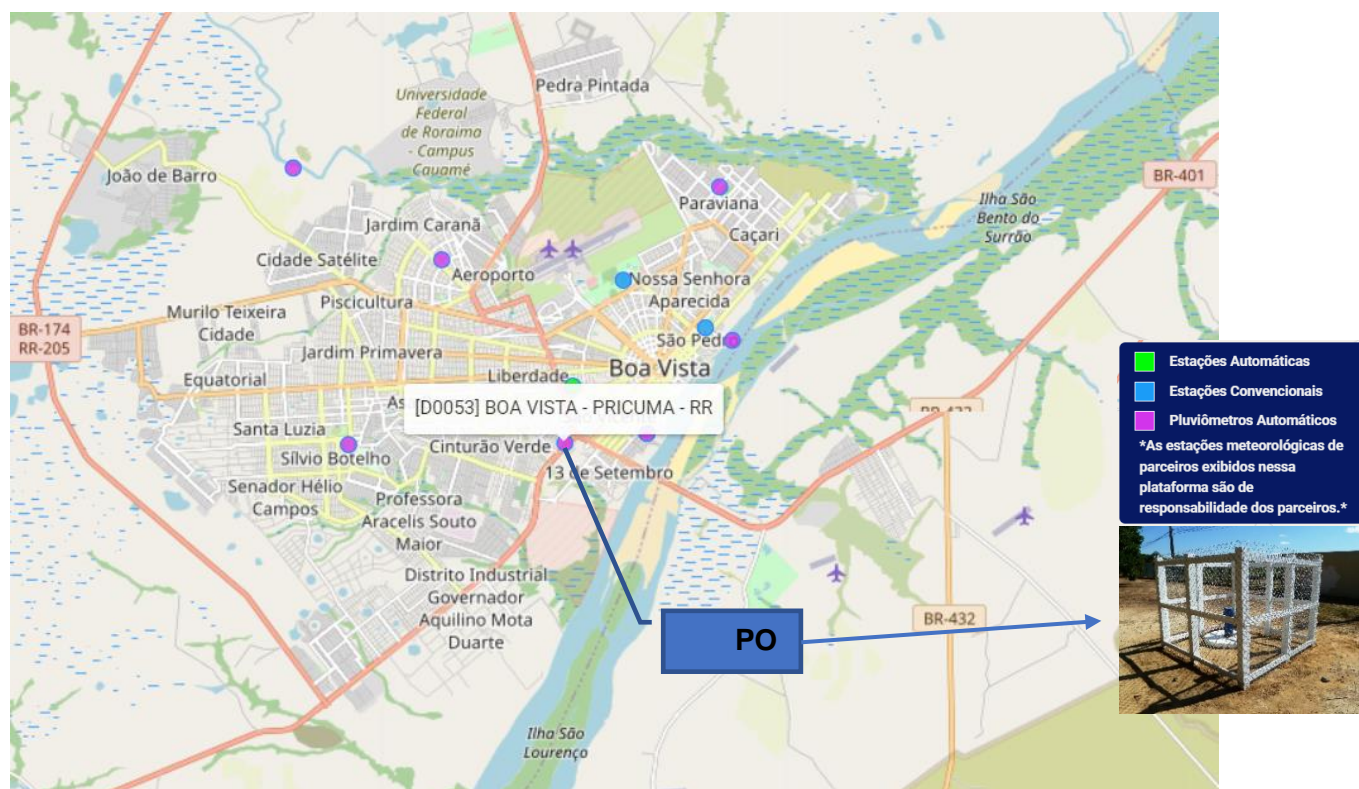


Figura 2 – Localização do poço tubular utilizado no estudo.

Fonte: INMET (2022), RIMAS (2023). Adaptado por Lima e Martins (2023).



a) Perfil do poço

b) Gráfico de evolução do nível de água

Figura 3 – Perfil construtivo do poço (a) e gráfico de evolução do nível de água (b).

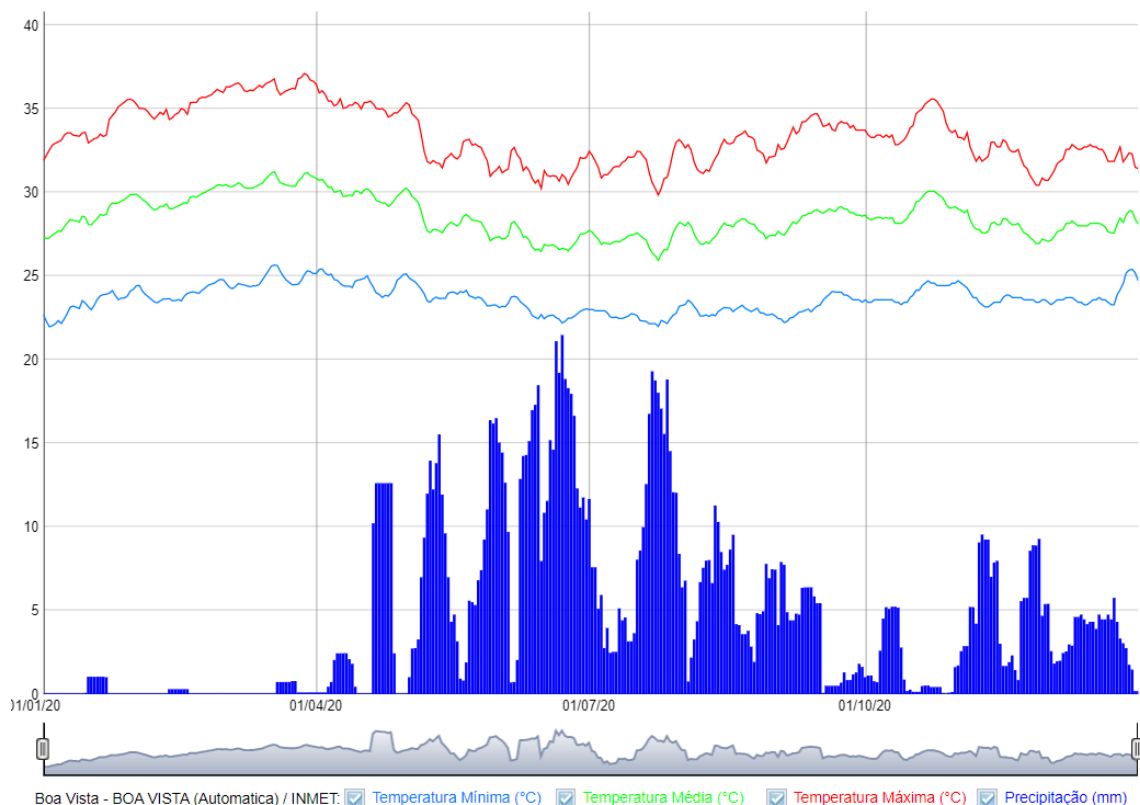
Fonte: SGB – RIMAS, 2023.

Para realização do estudo, foi escolhida a estação meteorológica de BOA VISTA (Automática), que possui disponível dados de série histórica de precipitação, cuja latitude é $2,816944^\circ$ e longitude $-60,690833^\circ$, município Boa Vista – RR. Os dados foram pesquisados no sítio eletrônico do Sistema de Monitoramento Agrometeorológico (Agritempo) da EMBRAPA. As (Figuras 4 e 5) ilustram a localização da estação meteorológica e gráfico de chuvas, respectivamente.



Figura 4 – Localização da estação meteorológica de BOA VISTA (Automática).

Fonte: INMET (2023).



**Figura 5 – Gráfico de chuvas e temperatura.
Estação BOA VISTA (Automática) / INMET – Ano 2020.**

Fonte: EMBRAPA, Agritempo (2022).

Resultados e Discussão

Os dados obtidos dos níveis de água do poço, das chuvas e das evapotranspirações, registrados ao longo do ano de 2020, foram inseridos na planilha do ESPERE_v2 (Figura 6).

Enter daily data (dates and values) that will be used by ESPERE to evaluate effective rainfall and groundwater recharge.
If Snow or Temperature data are not available, please enter "NA" in the first cell of the column (cell D6 or E6).

At least, precipitation (column B) and ETP (column C) must be filled in. Data should begin on January 1 and end on December 31. No missing dates possible for meteorological data.
Missing values are automatically linearly filled if gaps last less than 3 days for discharge data and 5 days for piezometric data.

Date	PRECIPITATIONS or RAINFALL (mm)	ETP (mm)	SNOW (mm)	Temperature (°C)	Discharge (m3/s)	Water level (m)
01/01/2020	0.00	EixoHorizontal (Categoria)	NA	NA		4.69
02/01/2020	0.00	4.77				4.70
03/01/2020	0.00	5.04				4.72
04/01/2020	0.00	5.1				4.73
05/01/2020	0.00	4.97				4.74
06/01/2020	0.00	4.9				4.76
07/01/2020	0.00	5.2				4.77
08/01/2020	0.00	4.97				4.78
09/01/2020	0.00	4.81				4.80
10/01/2020	0.00	4.78				4.81
11/01/2020	0.00	4.76				4.83
12/01/2020	0.00	4.96				4.85
13/01/2020	0.00	4.89				4.87
14/01/2020	0.00	5.28				4.89
15/01/2020	0.20	5.13				4.90

Figura 6 – Tela da aba Data do ESPERE.
Fonte: ESPERE (2023).

Além da inserção dos referidos dados foram preenchidos, na aba *Parameters*, os campos *Infiltration/Effective rainfall ratio* (ERI) e *Specific Yield* (S_y) com os valores 0 (zero) e 0.20, respectivamente. Para permitir que o programa calcule a estimativa de recarga de água subterrânea, também foi marcado o método *Water Table*. O passo seguinte foi clicar na tecla RUN e o ESPERE_v2 apresentou, na aba da planilha *Results*, o resultado da estimativa de recarga, conforme Figura 7. Na aba *SumData* foram apresentados os somatórios da chuva e evapotranspiração mês a mês e os respectivos totais (Figura 8).

Results		
Years	Recharge RISE (mm)	Recharge (corrected RISE) (mm)
2020	850.00	880.29

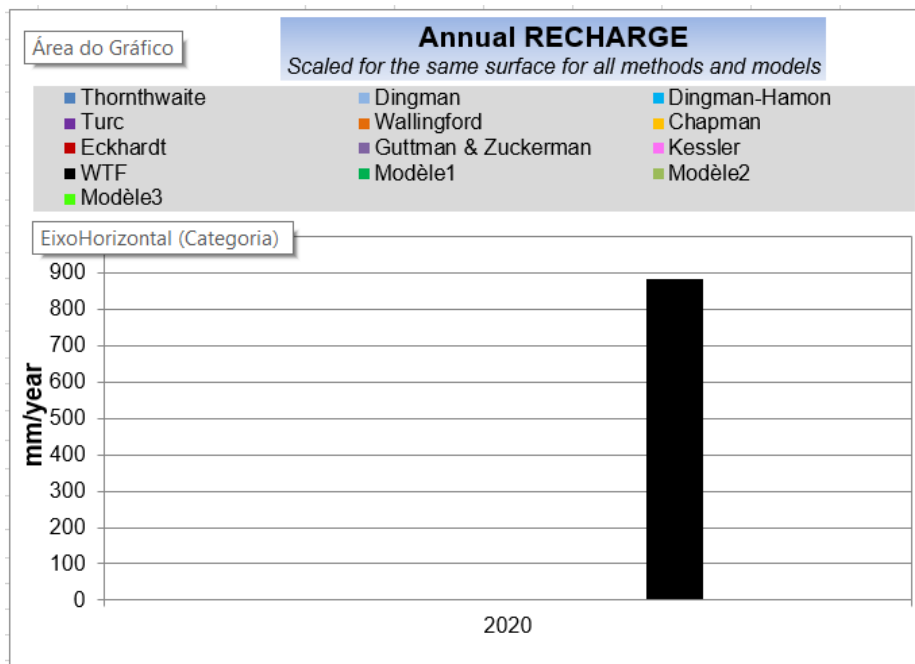


Figura 7 – Resultado da estimativa de recarga de água subterrânea.
Fonte: ESPERE (2023).

Monthly sum (precipitations et ETP) or monthly mean (temperature and flowrates)							
Year	Month	Rainfall (mm)	Snow (mm)	Precipitations (mm)	ETP (mm)	T (°C)	Q (m3/s)
2020	1	7.0	0.0	7.0	154.4	0.0	0.0
2020	2	1.8	0.0	1.8	152.9	0.0	0.0
2020	3	5.6	0.0	5.6	171.8	0.0	0.0
2020	4	104.8	0.0	104.8	157.8	0.0	0.0
2020	5	289.4	0.0	289.4	125.2	0.0	0.0
2020	6	379.6	0.0	379.6	110.2	0.0	0.0
2020	7	268.2	0.0	268.2	120.1	0.0	0.0
2020	8	192.0	0.0	192.0	128.9	0.0	0.0
2020	9	86.8	0.0	86.8	148.3	0.0	0.0
2020	10	51.4	0.0	51.4	150.9	0.0	0.0
2020	11	162.1	0.0	162.1	111.7	0.0	0.0
2020	12	92.6	0.0	92.6	124.3	0.0	0.0
CALENDAR YEAR							
Yearly sum (precipitations et ETP) or yearly mean (temperature and flowrates)							
Year	Rainfall (mm)	Snow (mm)	Precipitations (mm)	ETP (mm)	T (°C)	Q (m3/s)	
2020	1641.3	0.0	1641.3	1656.7	0.0	0.0	

Figura 8 – Precipitações (mm) e Evapotranspirações (mm).
Fonte: ESPERE (2023).

A inserção de valores referentes à evapotranspiração (coluna ETP) não alteraram o valor da recarga, pois foram inseridos valores zero (0) e o resultado não foi alterado. Estudo realizado no poço mostrou que o resultado da estimativa da recarga de água subterrânea foi de 880.29 mm. O total de precipitação ao longo de 2020 foi de 1641.3 mm. Os resultados permitem destacar a importância do estudo de recarga para a gestão dos recursos hídricos, uma vez que fornece dados e parâmetros para controle efetivo da disponibilidade de águas subterrâneas.

Conclusão

A estimativa de recarga do aquífero Boa Vista, a partir do monitoramento do poço tubular instalado na Escola Professor Carlos Casadio, em Boa Vista/RR, foi de 53,63 por cento do volume da precipitação para o período de janeiro a dezembro de 2020.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – Prof.Água e a Universidade do Estado do Amazonas pelo apoio ao desenvolvimento do trabalho. Agradecem também à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) e a Agência Nacional de Águas e Saneamento (ANA).

Declaração de conflito de interesses

Os autores declaram que não há conflitos de interesses no trabalho desenvolvido.

Referências

BRASIL. Presidência da República. Casa Civil. Subchefia para Assuntos Jurídicos. Lei N° 9.433, de 8 de janeiro de 1997. **Política Nacional de Recursos Hídricos**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19433.htm> Acesso em: 20 dez. 2022.

Companhia de Águas e Esgotos de Roraima (CAER). Disponível em: <<http://www.caer.com.br/saneamento/>> Acesso em: 20 jan. 2023.

Embrapa (2022). **Manual on-line do Sistema Agritempo versão 2.0** / Martha Delphino Bambini... [et al.]. – Campinas : Embrapa Informática Agropecuária, 2015. Disponível em: <<https://www.agritempo.gov.br/agritempo/jsp/PesquisaClima/index.jsp?siglaUF=RR>> Acesso em: 17 jan. 2023.

Embrapa (2022). **Sistema de Monitoramento Agrometeorológico (Agritempo)** da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa). Disponível em: <<https://www.agritempo.gov.br/agritempo/jsp/PesquisaClima/index.jsp?siglaUF=RR>> Acesso em: 18 jan. 2023.

INMET (2023). Instituto Nacional de Meteorologia. Disponível em: <<https://mapas.inmet.gov.br/>> Acesso em: 23 jan. 2023.

Lanini S. (2020) – *ESPERE version 2 User's Guide*. Translated from report BGRM/RP-69538-FR (in French).

Rodrigues, L. N.; Neto, A. J. C. Recarga e sua importância para as águas subterrâneas e para a sustentabilidade da agricultura na região do Cerrado (2021). Disponível em:

<<https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/60455159/artigo---recarga-e-sua-importancia-para-as-aguas-subterraneas-e-para-a-sustentabilidade-da-agricultura-na-regiao-do-cerrado#:~:text=A%20estimativa%20da%20recarga%20de,terra%20e%20das%20mudan%C3%A7as%20clim%C3%A1ticas>>. Acesso em: 10 jan. 2023.

Serviço Geológico do Brasil (SGB). **Rede Integrada de Monitoramento de Águas Subterrâneas (RIMAS)**. Disponível em: <<http://rimasweb.cprm.gov.br/layout/detalhe.php?ponto=1300004283>>. Acesso em: 20 dez. 2022.

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA SUBTERRÂNEA E DOS IMPACTOS GERADOS SOB ATIVIDADES AGROPECUÁRIAS NO PERÍMETRO IRRIGADO DE SUMÉ-PB

Fabricia Torreão Araújo de Alcântara¹, Dalvana Genai Lopes de Oliveira Souza², Leila Maria Simplicio Rodrigues³, Raphael Fernandes Lessa Lins⁴, Matheus Cavalcante Silva⁵, Rummenigge de Macedo Rodrigues⁶, Vera Lucia Antunes de Lima⁷, Hugo Morais de Alcântara⁸

¹Universidade Federal de Campina Grande, mestranda do ProfÁgua, e-mail: fabricia.torreao@estudante.ufcg.edu.br;

²Universidade Federal de Campina Grande, mestranda do CDSA-UFCG, e-mail: dalvana.genai@estudante.ufcg.edu.br;

³Universidade Federal de Campina Grande, discente do CDSA-UFCG, e-mail: leila.maria@estudante.ufcg.edu.br;

⁴Universidade Federal de Campina Grande, discente do CDSA-UFCG, e-mail: raphael.fernandes@estudante.ufcg.edu.br;

⁵Universidade Federal de Campina Grande, discente do CDSA-UFCG, e-mail: cavalcante.silva@estudante.ufcg.edu.br;

⁶Universidade Federal de Campina Grande, docente do CDSA-UFCG, e-mail: rummeniggemr@gmail.com;

⁷Universidade Federal de Campina Grande, docente do CDSA-UFCG, e-mail: antuneslima@gmail.com;

⁸Universidade Federal de Campina Grande, docente do CDSA-UFCG, e-mail: hugo.morais@professor.ufcg.edu.br

Palavras-chave: Salinização; irrigação; semiárido.

Resumo

A região do Semiárido brasileiro (SAB), em função dos elevados índices de evaporação e do crescimento das demandas por água, se configura como a de maior ocorrência de escassez de água, considerando os aspectos qualitativos e quantitativos, com crescentes conflitos pelo uso da água. Alguns pequenos depósitos aluviais formados em leitos de rios, sobre o embasamento cristalino, assumem importante papel para oferta de água para produção agropecuária e dessedentação animal. Este trabalho teve como objetivos avaliar a qualidade da água de poços amazonas instalados no aluvião do rio Sucurú, perímetro irrigado de Sumé, PB, visando o aproveitamento para irrigação e dessedentação animal, além dos impactos causados pela poluição difusa. A área de estudo é a região do aluvião do rio Sucurú, que possui 351 ha, largura de 50 a 500 m, profundidade de 0,5 a 15 m e capacidade de armazenamento estimada em 1.700.000 m³. Esse aquífero recebe elevada carga de esgoto doméstico urbano tratado e não tratado. Está localizado a jusante do reservatório público que possui 45 hm³, construído para atender as demandas de abastecimento urbano e do perímetro irrigado de Sumé. Para realizar a classificação da água para fins agropecuários foram selecionados oito poços amazonas, localizados a montante, *in situ* e a jusante da zona urbana deste município. Foram obtidos parâmetros de qualidade da água e calculada a razão de adsorção de sódio (RAS), em função das concentrações de sódio, cálcio e magnésio, associadas aos valores de condutividade elétrica (CE), para classificar a água quanto aos riscos de salinização e de sodificação. Também foram analisadas a relação de parâmetros físico-químicos de qualidade da água para a dessedentação animal e de irrigação, nos períodos seco e chuvoso. De acordo com os resultados obtidos no dia 17 de março de 2023, a água contida nos poços 6 e 7, classificados C2-S1, com médio risco de salinização e baixo risco de sodicidade, pode ser usada para irrigação, desde que os solos possuam drenagem razoável e que as culturas sejam tolerantes aos sais. A água contida nos poços 1, 3, 4, 5 e 8, classificada como C3-S1, possui alto risco de salinidade e baixo risco de sodificação, não sendo recomendado o seu uso para irrigação, porém com manejo e drenagem adequados e o uso em culturas altamente tolerantes aos sais, poderão ser utilizadas, mas com risco de salinização dos solos e toxicidade das culturas. No dia 18 de maio de 2023, foi possível verificar o efeito do processo de recessão do escoamento superficial, com redução do nível da água nos poços amazonas 1, 3, 4, 5, 6 e 8, classificados como C3-S1. A classificação da água contida no poço 7, C2-S1, não foi alterada e a classificação do poço 2, passou de C5-S2 para C5-S1, não sendo recomendado o uso da água para irrigação. A mesma tendência ocorre quando se consideram os parâmetros de pH, CE, STD e Na, para classificação do risco de uso da água para dessedentação animal e irrigação. Os poços 2, 3, 4 e 5 apresentam os piores valores dos indicadores de qualidade da água, como consequência do lançamento de esgoto *in natura*, no leito do rio Sucuru, mas a partir do poço 4, há atenuação destes indicadores, em decorrência do lançamento do esgoto tratado que se mistura ao esgoto não tratado, melhorando a qualidade da água disponível para irrigação e dessedentação animal.

Introdução

A região do Semiárido brasileiro (SAB), em função dos elevados índices de evaporação e do crescimento das demandas por água, se configura como a de maior ocorrência de escassez de água, considerando os aspectos qualitativos e quantitativos, com crescentes conflitos pelo uso da água (Andrade et al., 2022). A economia desta região baseia-se na agricultura e pecuária, onde o uso de tecnologias sociais para o aproveitamento da água proveniente da precipitação, assume importante papel no desenvolvimento dessas atividades (Amaral; Ferreira; Navoni, 2021). Em situações de escassez de recursos hídricos, o planejamento e o gerenciamento são essenciais para a implementação dos instrumentos de gestão de recursos hídricos, com objetivo de minimizar os conflitos derivados dos usos múltiplos da água (Melo, 2018). Alguns pequenos depósitos aluviais formados em leitos de rios, sobre o embasamento cristalino, assumem importante papel para oferta

de água para produção agropecuária e uso doméstico no meio rural, apesar da recarga destes aquíferos ser esporádica e dependente do fluxo superficial.

Nas zonas urbanas dos municípios brasileiros a disposição inadequada de resíduos e ausência de sistemas de coleta e tratamento de esgotos têm gerado problemas ambientais significativos. São diversas fontes de poluição, entre as quais destacam-se os aterros sanitários, às águas servidas sem o devido tratamento, de origem agropecuária, comercial, industrial, residencial e serviços, pois tem o potencial de gerar grandes quantidades de resíduos, podendo contaminar solo e água. A crescente geração de resíduos acentua o surgimento de problemas ambientais e de saúde no meio urbano e rural (Salgado, 2016; Silva; Azevedo; Alves, 2014).

Na parte média da bacia hidrográfica do rio Sucurú houve o desenvolvimento de atividades agrícolas e pecuária, fomentado pelo início do funcionamento do Perímetro Irrigado de Sumé, na década de 1970. Por mais de uma década, o município de Sumé, PB, permaneceu como grande produtor de verduras e hortaliças, com geração de emprego e renda para produtores instalados nos lotes do perímetro irrigado e população de seu entorno. A ausência de gestão e governança de recursos hídricos, o uso inadequado de sistemas de irrigação, favoreceram a salinização, redução da produtividade e decadência da produtividade de áreas localizadas nos lotes do perímetro, na década de 1990, quando foi observado o início um longo período de estiagem no Nordeste do Brasil.

Devido as características hidrogeológicas do semiárido brasileiro, as taxas de recarga dos aquíferos subterrâneos são muito variáveis e difíceis de quantificar, o que contribui para alterações da quantidade e qualidade da água disponível (He et al., 2016).

O acúmulo de sais na água e no solo é um dos principais problemas que afeta a produção agrícola em regiões semiáridas. Estima-se que até 30% da área irrigada nessa região seja afetada pela salinização, representando uma ameaça para a segurança alimentar e ambiental (Al-Khaza'leh et al., 2020; Amin et al., 2021).

As plantas podem ser afetadas pelo aumento do potencial osmótico do solo, acarretando maior gasto energético para absorção de água e nutrientes ou pela toxidez de determinados elementos que provocam distúrbios fisiológicos (Yang & Guo, 2018). A redução da produtividade e o abandono de áreas agrícolas geram perdas de até 27,3 milhões de dólares, representando um elevado impacto na produção global de alimentos (Cuevas et al., 2019). Desse modo, a avaliação da água para uso na irrigação requer a determinação dos riscos de sodificação e salinização dos solos, assim como a toxicidade de determinados íons para as culturas.

A tolerância animal aos sais pode variar de acordo com a espécie, idade, frequência de consumo e condição fisiológica do indivíduo (Abdelnour et al., 2020). A salinidade elevada reduz o consumo de água pelos animais e o seu desempenho zootécnico. Além dos sais, outros íons e compostos, como magnésio, cálcio, sulfato, nitrito e nitrato influenciam a saúde animal, devido a existência de relação com as alterações fisiológicas, intoxicação e distúrbios gastrointestinais (Shao et al., 2016). Tem se observado uma maior atenção ao estudo da concentração natural de elementos químicos presentes em águas subterrâneas, permitindo identificar e analisar as fontes geogênicas que afetam a qualidade da água para usos múltiplos (Nassem et al., 2014).

Esses fatos evidenciam a necessidade de uma análise qualitativa da água disponível em poços do tipo amazonas, situados no aluvião do rio Sucurú, perímetro irrigado de Sumé, PB. Esse município possui uma baixa cobertura de ações de saneamento básico, como a maior parte dos municípios do Brasil (BEZERRA et al., 2020), que associado aos longos períodos de estiagem e as altas taxas de evaporação tendem alterar a concentração de nutrientes e o tempo de residência da água o que pode inviabilizar o uso da água para o consumo humano, a dessedentação animal e irrigação (Castro, 2018).

Este trabalho teve como objetivos avaliar a qualidade da água de poços amazonas instalados no aquífero aluvionar do rio Sucurú, perímetro irrigado de Sumé, PB, visando o aproveitamento para irrigação e a dessedentação animal, além dos impactos causados pela poluição difusa.

Material e Métodos

A área de estudo deste trabalho está localizada no aluvião do rio Sucurú, que possui 351 ha, largura de 50 a 500 m, profundidade de 0,5 a 15 m e capacidade de armazenamento estimada em 1.700.000 m³ (Tsuyuguchi et al., 2020). Esse aquífero recebe elevada carga de esgoto doméstico urbano tratado e não tratado, doméstico e agrícola de áreas rurais (Alcântara, F. T. A. et al., 2022). Situa-se a jusante do reservatório público, que possui 45 hm³, construído para atender as demandas de abastecimento urbano e do perímetro irrigado do município de Sumé, PB (Figura 1).

De acordo com os dados demográficos do censo populacional do IBGE (2022), o município de Sumé, PB, possui uma população estimada de 17.166 habitantes, densidade demográfica de 20,6 hab.km⁻² e média de 2,58 moradores por residência. Em termos geográficos, está situado na região do Cariri, mesorregião do Planalto da Borborema, inserido no Polígono das Secas, possui área de 838 km² e clima do tipo semiárido quente (BShw), com chuvas de verão, segundo a classificação de Köppen (CPRM, 2000; Francisco et al., 2015). O clima caracteriza-se pela alternância de duas estações definidas, a chuvosa, denominada inverno, e a da seca, chamada de verão. As temperaturas são elevadas, com média anual de 26°C, variando de 21° C a 31° C, a umidade é baixa e as chuvas são poucas e irregulares (CPRM, 2000). A vegetação predominante é do tipo Caatinga, comum do sertão nordestino, sendo representada por Bromeliáceas e Cactáceas, conhecidas popularmente como macambira, marmeleiro, umburana, catingueiro, xique-xique, facheiro, jurema etc. As árvores de médio porte são encontradas nas proximidades de rios, devido a maior umidade destes locais (CPRM, 2000).

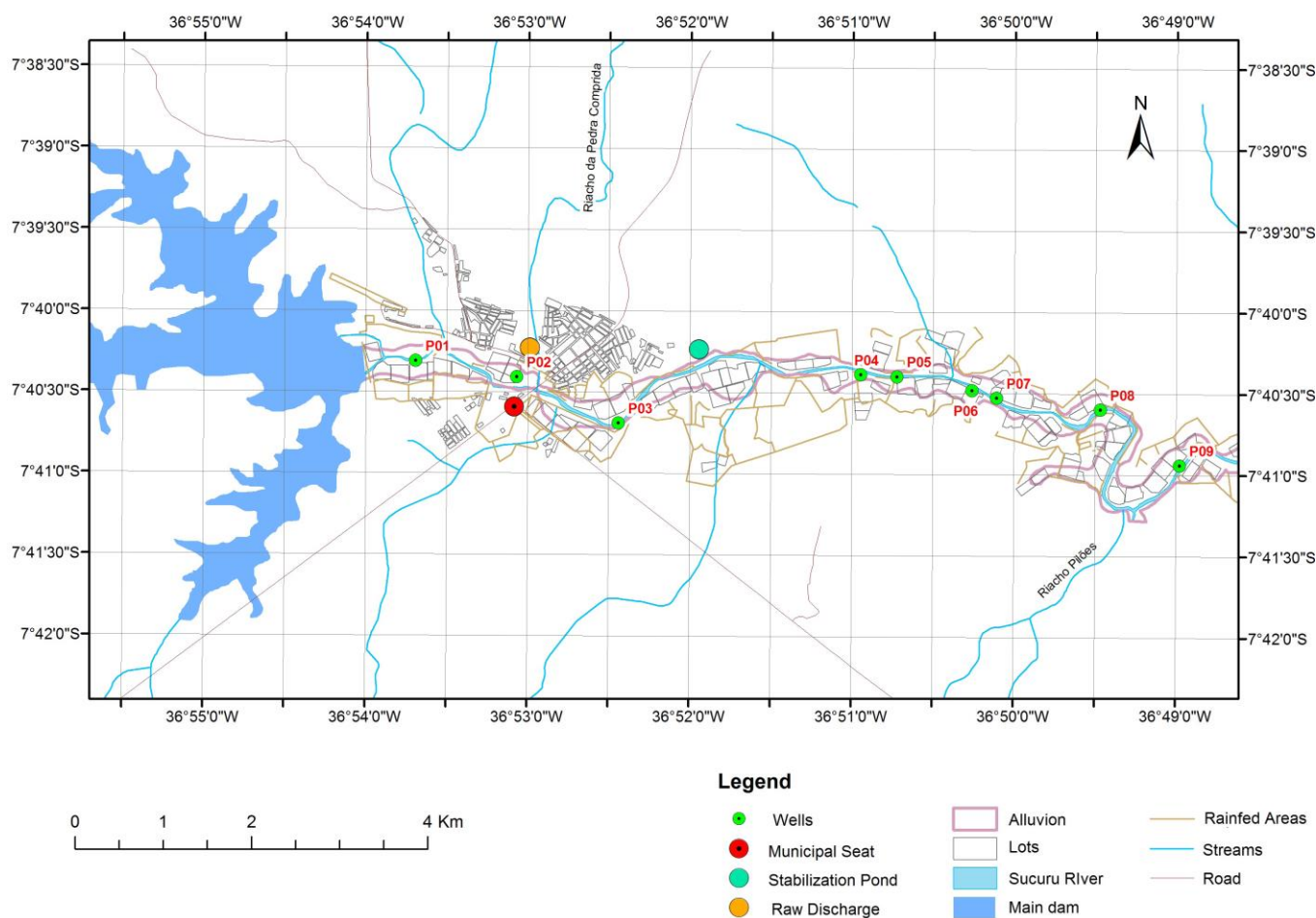


Figura 1 - Localização dos poços ao longo do rio Sucurú, Perímetro Irrigado de Sumé-PB
 Fonte: adaptado de Salgado et al. (2018)

O rio Paraíba e seus afluentes na região do alto curso compõem a rede de drenagem da área de estudo, os quais caracterizam-se por serem intermitentes e, em sua maioria, têm seus leitos comandados pela rede de fraturamento da área, com subsolo derivado do embasamento cristalino e depósitos aluvionais (CPRM, 2000).

A identificação das fontes de poluição na zona urbana do município e dos usos múltiplos da água, na área do perímetro irrigado de Sumé, PB, localizado na parte média da bacia hidrográfica do rio Sucurú, região do alto curso do rio Paraíba, bem como a escolha dos locais de coletas das amostras de água foram realizados por meio de visitas de campo e registradas em GPS de localização.

As amostras de água foram coletadas em oito poços do tipo amazonas, localizados no perímetro irrigado do município de Sumé, a jusante, *in situ* e a montante da zona urbana, com periodicidade bimensal no período seco. Após a ocorrência de chuvas, com consequente escoamento superficial, foram realizadas coletas com frequência mensal e, quando necessário, devido a pulsos intensos de precipitação, uma coleta a cada 15 dias. Os parâmetros temperatura (°C), pH, condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), sólidos totais dissolvidos (ppm), salinidade (psu), oxigênio dissolvido (%), turbidez (FNU) e as coordenadas geográficas foram obtidas por meio da sonda de qualidade de água Hanna HI9829, transferidos para o software HI 929829-v.1.0.16, nos períodos seco e chuvoso, compreendidos entre janeiro e maio de 2023.

Para obtenção dos parâmetros cálcio, sódio e magnésio foram coletadas amostras de água nos meses de março, abril e maio de 2023, de acordo com o Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (água, sedimentos, comunidades aquáticas e efluentes líquidos) da Agência Nacional de Águas (ANA, 2011). Para realização das análises dos parâmetros cálcio, magnésio, potássio e sódio foi utilizado fotômetro de chama instalado no laboratório de fenômenos de transporte, hidráulica, hidrologia, irrigação e drenagem (LAFHID), do Centro de Desenvolvimento Sustentável do Semiárido, o Campus de Sumé da Universidade Federal de Campina Grande, cujas técnicas laboratoriais seguiram as indicações do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012). Os dados foram processados por meio de planilha eletrônica do Microsoft Office 365®.

Para identificar os riscos relativos a qualidade físico-químico da água subterrânea para irrigação e dessedentação animal foram usadas as recomendações contidas na Resolução CONAMA nº 396/2008, normas internacionais empregadas na África do Sul (DWAf, 1996), Austrália e Nova Zelândia (ANZECC, 2000), Canadá (CCME, 1993) e documentos gerados por meio da “Food and Agriculture Organization of the United Nations – FAO” (Ayres e Wescot, 1985).

Os valores recomendados estão listados na Tabela 1. Na avaliação da qualidade da água foram empregados os valores mais restritivos, para cada parâmetro físico-químico.

Parâmetros	Dessedentação animal		
	Brasil	Outros países	FAO
CE ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	-	-	5.000 - aves
	-	-	8.000 - bovinos, caprinos, ovinos e suínos
STD ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	-	2.000 - aves (AU/NZ; AS)	3.000 - aves
	-	4.000 - bovinos, equinos, ovinos e suínos (AU/NZ; AS)	7.000 - bovinos, caprinos, ovinos e suínos
Cálcio ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	-	1.000 (CA; AS)	-
Magnésio ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	-	1.000 (AS)	250 - aves, caprinos jovens, equinos, vacas lactantes, suínos
	-	600 (AU/NZ)	400 - bovinos
	-	-	500 - caprinos e ovinos adultos
	-	-	-

Tabela 1 – Parâmetros de qualidade da água e concentrações limites para a dessedentação animal
Fonte: adaptado de Amaral; Ferreira; Navoni (2021)

Além do uso para a dessedentação animal, a água subterrânea dos poços localizados na zona semiárida brasileira é usada para fins de irrigação. Na Tabela 2 pode-se verificar os parâmetros utilizados neste trabalho e seus limites de restrição de uso.

Parâmetros	Irrigação		
	Brasil	Outros países	FAO
pH	-	-	6,5 - 8,5 adequado
CE ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	-	-	< 700 (nehum)
	-	-	700 - 3.000 (moderado)
	-	-	> 3.000 (severo)
STD ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	-	-	< 450 (adequado)
	-	-	450 - 2.000 (moderado)
	-	-	> 2.000 (severo)
Na ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	-	< 115 - lesão a plantas sensíveis	Irrigação de superfície
	-	115 - 230 - lesão em plantas moderadamente sensíveis	> 68 (adequado)
	-	230 - 460 - lesão em plantas moderadamente tolerantes	68 - 206 (moderado)
	-	> 460 - lesão em plantas tolerantes (AU/NZ)	> 206 (severo)
	-	-	Irrigação por aspersão
	-	-	< 68 (adequado)
-	-	> 68 (moderado)	

Tabela 2 – Parâmetros de qualidade da água e concentrações recomendados para irrigação
Fonte: adaptado de Amaral; Ferreira; Navoni (2021)

A classificação da água para uso na irrigação foi realizada pelo método de Richards (1954), utilizando a Razão de Adsorção de Sódio (RAS) e a condutividade elétrica da água (CE), para verificação do risco de sodificação e salinização do solo, um dos critérios mais aceitos para fins de irrigação (BRAGA et al., 2020).

A relação de adsorção de sódio (RAS) foi calculada com base nas concentrações de sódio, cálcio e magnésio que associado aos valores de condutividade elétrica (CE), o que permitiu a classificação da água quanto aos riscos de salinização e de adsorção de Sódio, de acordo a metodologia proposta pelo United States Salinity Laboratory (USSL, 1954).

Classifica-se a água em quatro classes de acordo com o valor obtido para a RAS, calculada por meio da equação 1 e o valor de sua condutividade elétrica (CE).

$$RAS = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}}} \quad (1)$$

Onde: RAS é a relação de adsorção de sódio, Na^+ é o íon cátion de sódio, Ca^{2+} é o íon cátion de cálcio e Mg^{2+} é o íon cátion de magnésio

A proporção de sódio considerada prejudicial na irrigação é estabelecida em função dos teores conjuntos de cálcio e magnésio, pois estes elementos agem no sentido de deslocar o sódio contido no solo, por meio de troca catiônica. Caso a água possua elevado teor de sódio ou teor reduzido dos elementos cálcio e magnésio, há tendência de influenciar a redução da permeabilidade do solo, favorecendo o encharcamento das raízes e dificultando o desenvolvimento das plantas.

De acordo com a classificação recomendada por Richards (1954), podem ser identificadas quatro classes (S1 a S4), dependendo dos valores da RAS e da CE.

S1 – Água com baixo teor de sódio: pode ser usada para irrigação em quase todos os solos, com pouco perigo de desenvolvimento de problemas de sodificação.

S2 – Água com médio teor de sódio: só deve ser usada em solos de textura arenosa ou em solos orgânicos de boa permeabilidade. Não deve ser usada em solos argilosos.

S3 – Água com alto teor de sódio: pode produzir níveis tóxicos de sódio trocável, troca catiônica que ocorre entre o sódio e potássio ou amônio, na maior parte dos solos.

S4 – Água com teor muito alto de sódio: geralmente, inadequada para irrigação.

A classificação adotada pelo Laboratório de Salinidade dos Estados Unidos (Richards, 1954 p. 79-82) apresenta um diagrama de classificação para água utilizada em áreas irrigadas (Figura 2), onde se combina o risco de salinidade (C1 a C4) e a Razão de Adsorção de Sódio (RAS), variando de S1 a S4, para formar 16 classes de água.

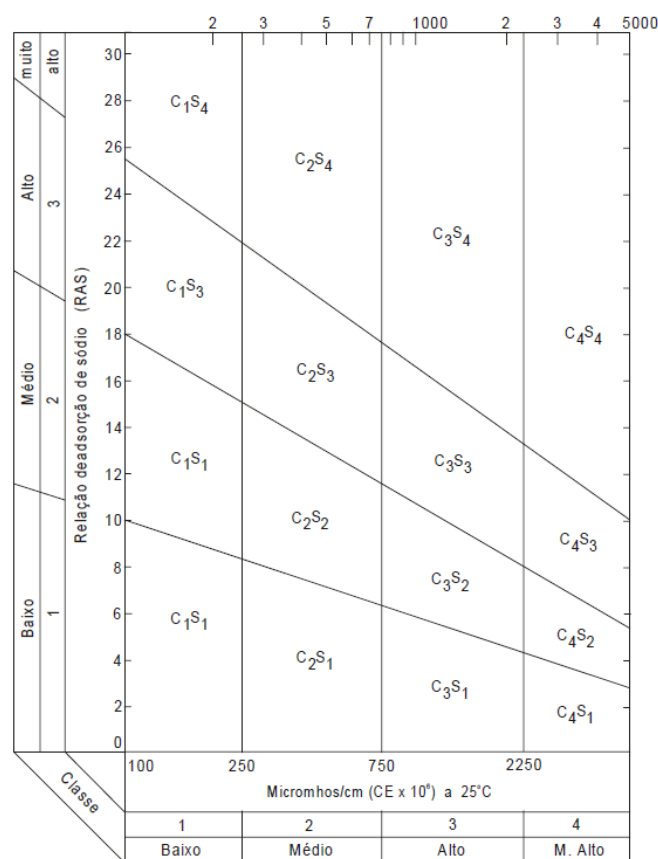


Figura 2 – Diagrama de classificação para água de irrigação
Fonte: Adaptado de Richards (1954)

A condutividade elétrica é a expressão numérica da capacidade de conduzir corrente elétrica, sendo dependente da concentração iônica e da temperatura. O valor de condutividade elétrica é expresso em $\mu S.cm^{-1}$. O risco de salinidade deve ser obtido em função da condutividade elétrica (CE) e dividida em classes, variando de C1 a C4.

C1 – Água de salinidade baixa (condutividade menor que $250 \mu S.cm^{-1}$): pode ser usada para irrigação na maior parte dos cultivos em quase todos os tipos de solo, com pouca probabilidade de desenvolver problemas de salinidade

C2 – Água de salinidade média (condutividade entre 250 e 750 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$): pode ser usada para irrigação de cultivos com moderada tolerância a sais e sempre que houver um grau moderado de lixiviação.

C3 – Água de salinidade alta (condutividade entre 750 e 2250 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$): deve ser usada apenas para irrigação de cultivos com alta tolerância a sais. Não deve ser utilizada em solos com drenagem deficiente, em solos de drenagem adequada pode ser necessária práticas especiais de controle de salinidade.

C4 – Água de salinidade muito alta (condutividade entre 2250 a 5000 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$): não é apropriada para irrigação. Ocasionalmente pode ser usada em circunstâncias especiais, como solos muito permeáveis com adequada drenagem, devendo-se aplicar um excesso de água para uma boa lixiviação e só cultivar culturas altamente tolerantes a sais.

Para águas com valor de condutividade acima de 5000 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ocorre a extrapolação do diagrama apresentado na Figura 2, obtendo-se assim, uma água de classificação C5, sendo essa de salinidade excessivamente elevada e que não deve ser usada para irrigação (FUNCEME, 2014).

Para o processamento e análise dos dados utilizou-se o software Qualigraf, versão 1.17, desenvolvido por meio da Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME, 2014).

Espera-se estabelecer, por meio dos parâmetros de qualidade de água e da RAS, a classificação de uso da água para fins agrícolas, que garanta a saúde dos consumidores, além de avaliar as consequências da poluição e da ausência de sistemas adequados de tratamento de resíduos gerados no município de Sumé, PB, no entorno do perímetro irrigado.

Resultados e Discussão

No período de março a maio de 2023, foi possível realizar coletas de amostras de água e análises no laboratório de fenômenos de transporte, hidráulica, hidrologia, irrigação e drenagem (LAFHID), do Centro de Desenvolvimento Sustentável do Semiárido (CDSA), o campus de Sumé da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), para obtenção dos parâmetros Cálcio, Magnésio, Potássio e Sódio, o que favoreceu o cálculo da Relação de Adsorção de Sódio (RAS).

Nas Tabelas 3, 4 e 5 pode-se observar os valores obtidos dos parâmetros físico-químicos característicos da qualidade da água bruta em oito poços tipo amazonas, localizados no perímetro irrigado do município de Sumé, Estado da Paraíba, Nordeste do Brasil, considerando os períodos seco e chuvoso. No dia 25 de fevereiro de 2023, foi observado o total de chuva de 231,0 mm, por meio da Secretaria de Agricultura do município e registrado 195,4 mm, no pluviômetro automático do Campus de Sumé da UFCG, o que provocou a recarga do aluvião do rio Sucurú e a inundação dos poços 1, 6 e 8, construídos no talvegue do rio Sucurú, trecho do perímetro irrigado.

Data: 13/01/2023	Poço							
Parâmetros	1	2	3	4	5	6	7	8
Temperatura (°C)	24,6	27,3	26,7	28,4	28,6	27,3	26,6	28,2
pH	8,01	8,25	7,34	6,94	6,91	6,55	6,99	6,96
CE ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	2098	8187	1855	1711	1446	574	557	541
STD (ppm)	1049	4094	928	855	723	287	278	270
Salinidade (psu)	1,07	4,52	0,94	0,86	0,72	0,28	0,27	0,26
OD (%)	2,3	38,3	21,4	11,3	15,5	10,2	47,7	27,1
Turbidez (FNU)	141,0	5,1	18,4	0,0	0,0	18,0	0,0	86,2
Latitude	7°40'17.1" S	7°40'18.5" S	7°40'39.6" S	7°40'21.9" S	7°40'24.9" S	7°40'38.2" S	7°40'54.9" S	7°40'34.6" S
Longitude	36°53'40.5" O	36°53'05.7" O	36°52'26.3" O	36°50'55.7" O	36°50'24.2" O	36°49'20.7" O	36°48'58.0" O	36°49'27.1" O

Tabela 3 – Parâmetros físico-químicos de qualidade da água bruta obtidos em período seco

Data: 17/03/2023	Poço							
Parâmetros	1	2	3	4	5	6	7	8
Temperatura (°C)	26,2	27,8	26,6	27,7	27,2	28,6	24,9	31,9
pH	7,73	8,01	7,61	7,00	7,00	6,90	7,33	8,12
CE ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	849	7158	1170	1062	1137	512	460	1262
STD (ppm)	424	3579	585	531	569	256	230	631
Salinidade (psu)	0,41	3,91	0,58	0,52	0,56	0,24	0,22	0,62
OD (%)	9,9	45,0	33,2	49,8	49,2	36,1	28,4	67,60
Turbidez (FNU)	5,9	2,4	4,3	18,6	3,7	33,9	2,5	6,0
Ca ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	148,30	501,00	114,23	150,30	154,31	84,17	102,20	228,46
Mg ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	145,9	170,2	121,6	194,5	218,8	121,6	121,6	218,8
Na ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	92	269,1	103,5	115	115	71,3	89,7	154,1
K ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	11,73	11,73	3,91	3,91	7,82	7,82	7,82	15,64
RAS	1,288	2,649	1,602	1,461	1,398	1,161	1,411	1,749
Classificação	C3-S1	C5-S2	C3-S1	C3-S1	C3-S1	C2-S1	C2-S1	C3-S1
Latitude	7°40'17.1" S	7°40'18.5" S	7°40'39.6" S	7°40'21.9" S	7°40'24.9" S	7°40'38.2" S	7°40'54.9" S	7°40'34.6" S
Longitude	36°53'40.5" O	36°53'05.7" O	36°52'26.3" O	36°50'55.7" O	36°50'24.2" O	36°49'20.7" O	36°48'58.0" O	36°49'27.1" O

Tabela 4 – Parâmetros físico-químicos de qualidade da água bruta obtidos em período chuvoso

Data: 18/05/2023	Poço							
Parâmetros	1	2	3	4	5	6	7	8
Temperatura (°C)	27,0	27,5	27,4	27,2	27,4	28,0	26,8	29,1
pH	7,54	8,06	7,29	6,92	6,84	6,82	7,24	7,46
CE (µS.cm ⁻¹)	968	7555	1876	1098	1005	1175	502	1099
STD (ppm)	484	3777	938	549	503	587	251	550
Salinidade (psu)	0,47	4,14	0,95	0,54	0,49	0,58	0,24	0,54
OD (%)	20,6	12,1	30,3	41,8	35,2	29,0	39,5	84,2
OD (ppm)	1,56	0,89	2,28	3,07	2,57	2,15	3,04	5,93
Turbidez (FNU)	3,4	1,7	14,1	3,8	0,1	95,8	2,1	39,9
Ca (mg.L ⁻¹)	641,28	3346,68	601,2	521,04	521,04	561,12	320,64	521,04
Mg (mg.L ⁻¹)	291,74	255,28	425,46	328,21	206,65	182,34	206,65	230,96
Na (mg.L ⁻¹)	98,9	397,9	193,2	163,3	131,1	147,2	69	135,7
K (mg.L ⁻¹)	19,55	19,55	15,64	7,82	7,82	11,73	7,82	15,64
RAS	0,806	1,780	1,473	1,377	1,229	1,379	0,740	1,284
Classificação	C3-S1	C5-S1	C3-S1	C3-S1	C3-S1	C3-S1	C2-S1	C3-S1
Latitude	7°40'17.1" S	7°40'18.5" S	7°40'39.6" S	7°40'21.9" S	7°40'24.9" S	7°40'38.2" S	7°40'54.9" S	7°40'34.6" S
Longitude	36°53'40.5" O	36°53'05.7" O	36°52'26.3" O	36°50'55.7" O	36°50'24.2" O	36°49'20.7" O	36°48'58.0" O	36°49'27.1" O

Tabela 5 – Parâmetros físico-químicos de qualidade da água bruta obtidos em período chuvoso

Utilizando os valores obtidos da RAS e da CE foi possível obter a classificação do risco de salinização e de adsorção de sódio para os oito poços escolhidos durante as primeiras visitas de campo e de reconhecimento da área de estudo.

Na Figura 3 pode-se observar que há 62,5% das amostras coletadas com alto risco de salinização do solo, 25% com risco médio e 12,5% com risco extremamente alto. Para o risco de sodificação, há 87,5% das amostras classificadas como sendo de baixo risco e 12,5% com médio risco, após análise das amostras de água coletadas no dia 13 de março de 2023.

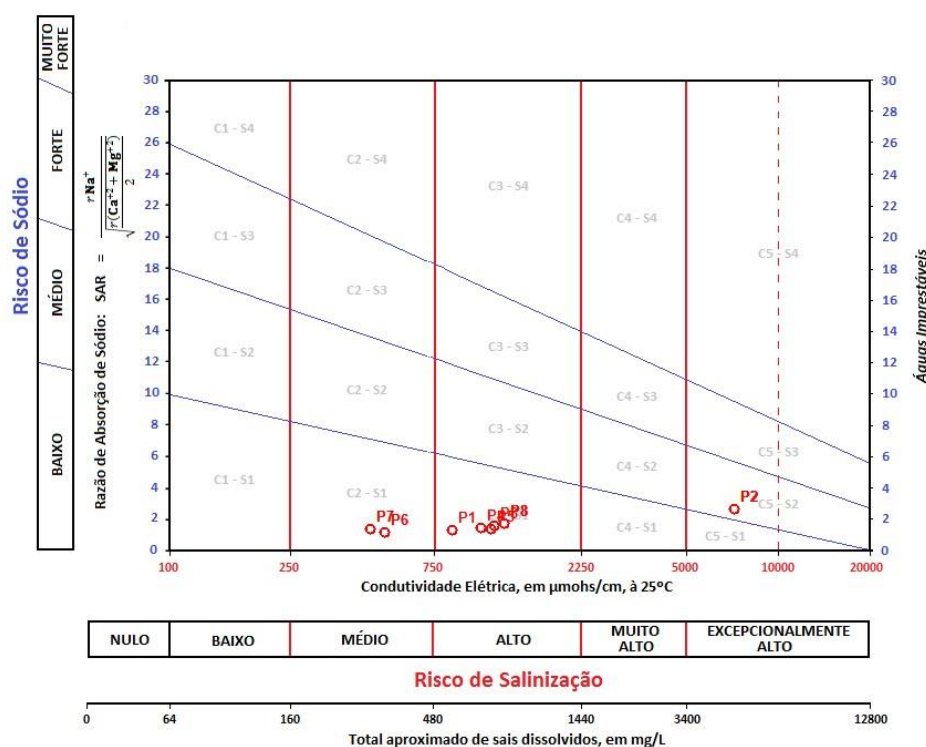


Figura 3 – Determinação do risco de salinização pela água subterrânea em 8 poços amazons

Apenas o poço 2 (P2), classificado como C5-S2, que possui risco extremamente alto a salinização do solo e médio risco para sodicidade, não possui recomendação para irrigação, pois pode não favorecer ao processo de infiltração da água no solo devido a sodificação. Os poços 1, 3, 4, 5 e 8 foram classificados como C3-S1, possuindo alto risco quanto a salinização e baixo na sodicidade, sendo considerada de qualidade regular, devido ao baixo teor de sódio e altos teores de sais, podendo ser utilizadas na irrigação, mas com restrições, não sendo recomendadas em planossolos, gleissolos, organossolos, plintossolos e vertissolos devido suas condições restritas de drenagem natural. Os poços 6 e 7 foram classificados como C2-S1, ou seja, possuem médio risco de salinização e baixo risco de sodicidade. A água classificada como C2-S1 pode ser usada em irrigação de solos que permitam moderada lixiviação de sais, como os siltosos, areno-argilosos e silto-arenosos.

Na Figura 4 pode-se observar que há 75% das amostras coletadas com alto risco de salinização do solo, 12,5% com risco médio e 12,5% com risco extremamente alto. Para o risco de sodificação, há 87,5% das amostras classificadas como sendo de baixo risco e 12,5% com médio risco, após análise das amostras de água coletadas no dia 18 de maio de 2023.

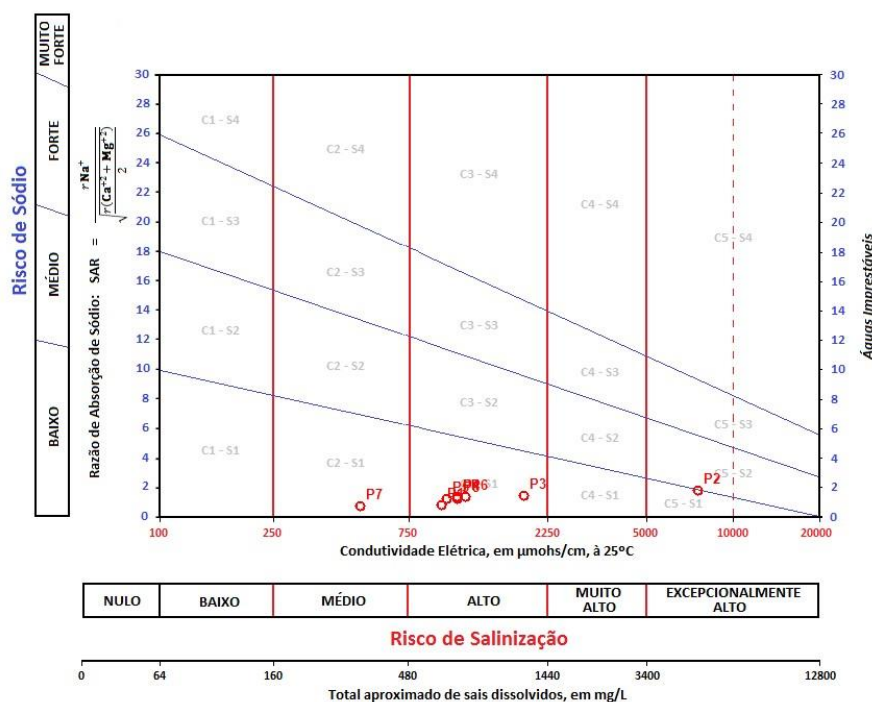


Figura 4 – Determinação do risco de salinização pela água subterrânea de 8 poços amazons

A água contida nos poços 1, 3, 4, 5, 6 e 8 foi classificada como C3-S1, no dia 18 de maio de 2023, possuindo alto risco a salinização do solo e baixo na sodicidade, pois possui alto teor de sais e baixo teor de sódio, podendo comprometer o crescimento, rendimento das culturas e aspectos morfológicos, caso não exista significativa drenagem natural ou artificial, não sendo recomendada para irrigar os em planossolos, gleissolos, organossolos, plintossolos e vertissolos devido suas condições restritas de drenagem natural. A classificação da água no poço 7 foi a C2-S1, ou seja, possui médio risco de salinização e baixo risco de sodicidade, podendo ser usada para irrigação de solos que permitam moderada lixiviação de sais, como os siltosos, areno-argilosos e silto-arenosos. No poço 2, a água foi classificada como C5-S1, cujo risco de salinização do solo é extremamente alto, não sendo recomendada para irrigação, o que sugere a contaminação deste poço por lançamento de efluentes não tratados.

Considerando as restrições de uso da água para a dessedentação animal (Tabela 2), a água do poço P2 atende as concentrações limites para a CE ($8000 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) e STD ($4000 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), nos dias 17 de março e 18 de maio de 2023, para bovinos, caprinos, equinos e suínos, não sendo recomenda a oferta de água para aves, no período chuvoso. No período seco, não se recomenda a oferta de água do poço P2, haja vista que os valores de CE ($8187 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) e STD ($4094 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) ultrapassam os valores máximos permitidos (VMP) estabelecidos pela Austrália/Nova Zelândia e África do Sul, incluindo a dessedentação de organismos mais tolerantes a sais, como bovinos, caprinos, equinos e suínos.

Nos períodos seco e chuvoso, os valores de pH estão compreendidos dentro da faixa de 6,5 a 8,0, ou seja, sem restrição de uso para irrigação em todos os poços. No período 01 de janeiro a 24 de fevereiro de 2023, não houve precipitação com consequente escoamento superficial, não havendo a recarga do aquífero aluvial do rio Sucurú. No dia 13 de janeiro de 2023, os valores máximos permitidos de CE e STD indicam que não há restrição de irrigação com água contida nos poços P6, P7 e P8, mas com restrição moderada para os poços P1, P3, P4 e P5. Após a recarga do aquífero aluvial, em decorrência de precipitação de 231,0 mm, no dia 25 de fevereiro de 2023, os poços P3, P4, P5 e P8 atendem os VMP de CE ($700 - 3000 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) e STD ($450 - 2000 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), apresentando risco moderado de irrigação. Os poços P6 e P7 não apresentaram restrição para irrigação, em relação aos parâmetros CE (VMP $< 700 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) e STD (VMP $< 450 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$). O poço P1 não apresentou restrição para irrigação, considerando o parâmetro STD. Nesta data, todos os poços apresentaram risco moderado para irrigação, haja vista que a concentração de íons Na apresentou VMP $> 68 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Tabela 4).

No dia 18 de maio de 2025, com a recessão do escoamento superficial, foi possível identificar que o poço P7 não possui restrição de uso para fins de irrigação, considerando os parâmetros de pH, CE, STD e Na. Os poços P1, P3, P4, P5, P6 e P8 apresentaram restrição moderada de irrigação, considerando os parâmetros CE e STD. Em relação ao íon Na, os poços P1, P2, P3, P4, P5, P6 e P8 não são adequados para irrigação.

Considerações Finais

Na região em que os poços amazonas estão situados, após as restrições estabelecidas pelo comitê de alocação de água do açude público de Sumé, em função de longos períodos de estiagem e do nível crítico deste manancial, não há outra alternativa de uso da água para irrigação, a não ser os poços escavados no aluvião do rio Sucurú ou os perfurados em rocha.

De acordo com os resultados obtidos no dia 17 de março de 2023, a água contida nos poços 6 e 7, classificados C2-S1, com médio risco de salinização e baixo risco de sodicidade, pode ser usada para irrigação, desde que os solos possuam drenagem razoável e que as culturas sejam tolerantes aos sais. A água contida nos poços 1, 3, 4, 5 e 8, classificada como C3-S1, possui alto risco de salinidade e baixo risco de sodificação, não sendo recomendado o seu uso para irrigação, porém com manejo e drenagem adequados e o uso em culturas altamente tolerantes aos sais, poderão ser utilizadas, correndo o risco de salinização dos solos e toxidade das culturas.

No dia 18 de maio de 2023, já foi possível verificar o efeito do processo de recessão do escoamento superficial no leito do rio Sucurú, com redução do nível da água disponível nos poços amazonas 1, 3, 4, 5, 6 e 8, classificados como C3-S1. A classificação da água contida no poço 7, como C2-S1, não foi alterada e a classificação do poço 2, passou de C5-S2 para C5-S1.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. Agradeço também ao Programa de Mestrado Profissional, em Rede Nacional, em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - Prof. Água, Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº. 2717/2015, ao Centro de Desenvolvimento Sustentável do Semiárido (CDSA) e ao campus de Sumé da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

Referências Bibliográficas

Abdelnour, S. A.; El-hack, A.; Mohamed, E.; Noreldin, A. E.; Bathia, G. E.; Beshibishy, A. M.; Swelum, A. A.; 2020. High salt diet affects the reproductive health in animals: an overview. *Animals*, v. 10, n. 4, p. 590. <https://doi.org/10.3390/ani10040590>

AESA – Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba. 2016. **Enquadramento dos corpos hídricos da Paraíba** / Governo do Estado da Paraíba; Secretaria de Estado dos Recursos Hídricos, do meio Ambiente e da Ciência e Tecnologia, SERHMACT; Agência Executiva de Gestão de Águas do Estado da Paraíba, João Pessoa, PB Disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/wp-content/uploads/2016/11/CORPOS_HIDRICOS_PB.pdf>. Acesso em fev. 2023.

Alcântara, F. T. A. de; Santos, A. M.; Brasileiro, I. M. N.; Alcântara, H. M.; 2023. Poluição difusa no rio Sucurú: avaliações e diretrizes. In: ANALES del XXX Congreso Latinoamericano de Hidráulica – VOLÚMEN 6 A – AGUA, AMBIENTE Y SOCIEDAD DEL CONOCIMIENTO (Org. Poletto, C.; Dalfré Filho, J. G.; Martim, A. L. S. S. – MADRI, España: IAHR Publishing, 847.: il.; ISBN • 978-90-832612-7-0

Al-Khaza'leh, J.; Abdelqader, A.; Abuajamieh, M.; Hayjneh, F. M. F.; 2020. Assessment of water source availability and quality for small ruminant consumption in the Northern Badia region of Jordan. *Veterinary World*, v. 13, n. 6, p. 1073. <https://doi.org/10.14202/vetworld.2020.1073-1082>

Amaral, K; Ferreira, D. M.; Navoni, J. A.; 2021. Avaliação das águas subterrâneas salobras do semiárido do Rio Grande do Norte: qualidade e impactos sob atividades agropecuárias de subsistência. *Águas Subterrâneas*, v. 35, n. 3, e-30077, p.1-15.

Amin, I.; Rassol, S.; Mir, M. A.; Wani, W.; Masoodi, K. Z.; Ahmad, P.; 2021. Ion homeostatis for salinity tolerance in plants: a molecular approach. *Physiologia Plantarum*, v. 171, n. 4, p. 578-594. <https://doi.org/10.1111/ppl.13185>

ANA – Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico; 2011. **Guia Nacional de Coleta e Preservação: Amostras. Água, Sedimentos, Comunidades Aquáticas e Efluentes Líquidos**. Brasília, DF

ANA - Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico; 2020. **Água subterrânea**. Brasília – DF. Disponível em: <<https://www.ana.gov.br/panorama-das-aguas/quantidade-da-agua/agua-subterranea>> Acesso em: 22 julho de 2020.

ANZECC, A – Australian and New Zeland Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zeland. Asutrialian and New Zeland.; 2000. Australian and New Zeland guidelines for fresh and marine water quality. Canberra, p. 1-103.

Andrade, L. R. S. et al.; 2022. Remoção de matéria orgânica e *Escherichia coli* por meio de tratamento anaeróbio utilizando fossa biodigestor. *Research, Society and Development*, v. 11, n. 16, e291111638380.

APHA, AWWA, WEF; 2012. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22th ed. Washington, D.C: APHA.

Ayres, R. S.; Westcot, D. W.; 1985. Water quality for agriculture. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Irrigation and Drainage Paper, v. 29.

- Bezerra, E. B. N.; Silva, C. I. da; Meira, C. M. B. S.; Rêgo, R. L. C. M.; Oliveira, R. de; Nascimento, R. S. do; 2020. Qualidade da água subterrânea para consumo humano e sua correlação com fontes poluidoras na sub-bacia do rio Taperoá – PB. **Revista DAE**, São Paulo, v. 68, n. 223, pp. 01-20, abr-jun, 2020.
- Braga, E. A. S.; Aquino, M. D. de; Rocha, C. M. S.; Mendes, L. S. A. S.; Silva, R. F. S.; 2020. Classificação da água subterrânea para uso na irrigação. **Águas Subterrâneas** - Seção Estudos de Caso e Notas Técnicas, pp. 1-9.
- BRASIL. 1997. Presidência da República. Casa Civil. Subchefia para Assuntos Jurídicos. Lei nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Portal da Legislação, Brasília, DF. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/19433.htm>. Acesso em: 21 mai. 2018.
- Castro, M. H. F. M. de. 2018. **Alocação quali-quantitativa de água em reservatórios de regiões semiáridas**. 43f.: il. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Tecnologia, Pós-Graduação em Engenharia Sanitária, RN.
- CCME – Canadian Council of Ministers of the Environment.; 1993. A proposed protocolo of the derivation of water quality guidelines for the protection of agricultural water uses. Unpub doc available from Eco-Health Branch, Environmental Canada, Ottawa, Ontario.
- CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE.; 2008. Resolução nº 396, de 04 de abril de 2008. Brasília, DF. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legia-bre.cfm?codlegi=562>. Acesso em: 16 de março de 2023.
- CPRM – Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais do Brasil.; 2000. **SUMÉ – FOLHA SB.24-Z-D-V**. Brasília, DF.
- Cuevas, J.; Daliakopoulos, I. N.; Del Moral, F.; Hueso, J. J.; Tsanis, I. K.; 2019. A review of soil-improving cropping systems for soil salinization. **Agronomy**, v. 9, n. 6, p. 295. <https://doi.org/10.3390/agronomy9060295>
- Francisco, P. R. M. et al. (2015). Classificação climática de Köppen e Thornthwait para o estado da Paraíba. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 8, n. 4, pp. 1006-1016.
- DWAF – DEPARTMENT OF WATER AFFAIRS AND FOREST.; 1996. **South African water quality guidelines**. 2nd edn, v. 5: Agricultural use: livestock watering. CSIR Environmental Services, Pretoria.
- FUNCEME - Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos.; 2014. Qualigraf – Classificação das águas para fins de irrigação (SAR/USSL). Software, versão 1.17. Disponível em < <http://www5.funceme.br/qualigraf/mi/midia/show/3>> Acesso em 18/06/2020.
- He, X; Liu, Z; Qian, J; Zhao, W; Liu, Y.; 2016. Distribution of nitrate in diferente aquifers in the urban district of Zhanjiang, China. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 97, p. 279-285 <https://doi.org/10.1007/s00128-016-1822-7>
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2022.; Censo Demográfico 2022.
- Melo, A. 2018. Análise da aplicação dos instrumentos da política pública de recursos hídricos do estado de São Paulo na escassez de água de 2014. 81 f. Dissertação de Mestrado. (Mestrado em Planejamento e Análise de Políticas Públicas). Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho - Faculdade de Ciências Humanas e Sociais, Franca, SP.
- Naseem, S.; Hamza, S.; Nawaz-Ul-Huda, S.; Bashir, E.; 2014. Geochemistry of Cd in groundwater of Winder, Balochistan and suspectes health problems. **Environmental Earth Sciences**, v. 71, n. 4, p. 1683-1690. <https://doi.org/10.1007/s12665-013-2572-z>
- Richards, L. A.; (1954). **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. Washington: United States Salinity Laboratory, pp.74-82.
- Sahoo, P. K.; Kim, K.; Powell, M. A.; 2016. Managing groundwater nitrate contamination from livestock farms: implication for nitrate management guidelines. **Current Pollution Reports**, v. 2, n. 3, p. 178-187. <https://doi.org/10.1007/s40726-016-0033-5>
- Silva, B. M.; Santos, W. J. R.; Marques, J. J. G. S. M. 2015. Levantamento detalhado dos solos da Fazenda Muquém/UFLA, Lavras-MG. Lavras: UFLA, (Boletim Técnico).
- Silva, J. L. D. A.; Medeiros, J. F. D.; Alves, S. S.; Oliveira, F. D. A. D.; Silva Jr., M. J. D.; Nascimento, I. B. D. 2014. Uso de águas salinas como alternativa na irrigação e produção de forragem no semiárido nordestino. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.18, p.66-72. <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v18nsu-pps66-s72>.
- Tsuyuguchi, B. B. et al.; 2020. Governance of aluvial aquifers and Community participation: a social-ecological systems analysis of the Brazilian semi-arid region. **Hydrogeology Journal** [Online], pp. 1539-1552. Available from: <https://doi.org/10.1007/s10040-020-021-8>
- Yang, Y.; Gou, Y.; 2018. Elicidating the molecular mechanisms mediating plant salt-stress responses. **New Phytologist**, v. 217, n. 2, p. 523-539. <https://doi.org/10.1111/nph.14920>.

CARACTERIZAÇÃO DA BACIA DO RIO PIRACICABA: ANÁLISE DE POLUIÇÃO ORGÂNICA E OXIGÊNIO DISSOLVIDO COM ÊNFASE NOS FATORES DE DECLIVIDADE DA BACIA

1Gleyce Kerlly da Silva Batista, 2Eliana Oliveira Costa, 3Anderson de Assis Moraes, 4Fernando Neves Lima, 5Eliane Maria Vieira

1Universidade Federal de Itajubá, e-mail: gleyce.ecivil@gmail.com; 2Universidade Federal de Itajubá, e-mail: elianaoliveiracosta2@gmail.com; 3Universidade Federal de Itajubá, e-mail: andersondeassis@unifei.edu.br; 4Universidade Federal de Itajubá, e-mail: lima.fernando@unifei.edu.br; 5Universidade Federal de Itajubá, e-mail: elianevieira@unifei.edu.br

Palavras-chave: Qualidade, hidrologia, monitoramento

Resumo

A água é um recurso limitado que enfrenta problemas tanto de qualidade quanto de quantidade. De fato, mais de um bilhão de pessoas no mundo inteiro não têm acesso a uma quantidade suficiente de água para uso doméstico, uma condição que tende a piorar com o tempo. Esse cenário aponta para uma crise de sustentabilidade que afeta todas as formas de vida no planeta. Por sua vez, o aumento da população mundial e do consumo, aliado à produção insustentável, coloca enorme pressão sobre o meio ambiente, incluindo o aumento constante no uso de água por todo o mundo. Em 2025, espera-se que o consumo de água alcance entre 2.879 e 5.187 km³/ano, o que representa um crescimento de mais ou menos 75% em apenas 30 anos. É importante destacar que a vegetação desempenha um papel crucial na gestão da água. Quando a vegetação natural é removida e as áreas são utilizadas para fins humanos, geralmente ocorre uma diminuição na capacidade do solo de absorver água e um aumento no escoamento superficial. Além disso, a redução na cobertura vegetal muitas vezes aumenta a vazão média, com um aumento ainda maior nas cheias que ocorrem com menor frequência. Esse fenômeno geralmente resulta no aumento das vazões máximas, levando a enchentes e inundações no período de chuvas, enquanto também pode reduzir drasticamente as vazões mínimas nos períodos de estiagem. Os principais parâmetros para obtenção da vulnerabilidade ambiental observados na literatura são o uso e ocupação do solo, declividade, clima e tipo de solo. Dentre os principais fatores citados, o presente trabalho se atará à declividade. Considerando a relevância da bacia hidrográfica do Rio Piracicaba e as atividades econômicas desenvolvidas nesta, este estudo tem como propósito criar uma caracterização de vulnerabilidade natural através da integração de diagnósticos sobre fragilidades relacionadas à declividade e índices de qualidade da água, com destaque para a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Oxigênio Dissolvido (OD). Para a elaboração desse trabalho foram utilizados dados fisiográficos, extraídos dados de base existentes e trabalhados em planilhas eletrônicas e no software QGIS. As informações extraídas foram expostas nos resultados em forma de ilustração, tabelas e gráficos, a fim de construir um modelo de análise simples e aplicável que poderá contribuir para a criação de procedimentos para viabilizar a gestão e melhor observação do mosaico paisagístico. Através de análises e observações em dados de uma série histórica de 10 anos (2012-2022) de declividade e parâmetros de qualidade de água extraídos de fontes oficiais de monitoramento foi possível observar que os locais onde estão localizadas as estações de monitoramento do IGAM-MG (Instituto Mineiro de Gestão de Águas) na calha principal do Rio Piracicaba são áreas cujo a percentual de declividade não ultrapassa 03%, classificada como relevo plano. A classificação segue conforme esperado, visto que as estações estão localizadas na calha do Rio Piracicaba e os cursos d'água, em geral, se localizam na parte do terreno com menor declividade. A representação da declividade da região mostrou a predominância de um relevo forte ondulado, com áreas montanhosas e algumas regiões escarpadas. A análise dos parâmetros de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Oxigênio Dissolvido (OD) nas estações de monitoramento ao longo de 10 anos revelou algumas variações significativas. Ao analisar a declividade da região das estações e a elevação do terreno associados aos parâmetros de DBO e Oxigênio Dissolvido, durante o período de 2012 a 2022, observaram-se acentuadas alterações na DBO no ano de 2020. É importante salientar que as alterações nos parâmetros de qualidade da água podem estar relacionadas à declividade do entorno das estações de monitoramento. É necessário ressaltar também que as regiões da RDO26 e da RDO74, estações com maior variação de DBO, são regiões com declividade de relevo variando entre 3% e acima de 75%, o que pode indicar uma maior influência do escoamento superficial e da erosão nesses locais. Ainda esse cenário, foi possível extrair que apenas nas estações RDO29 e RDO31 os limites definidos na Deliberação Normativa nº08/2022 foram respeitados nesse período, ficando igual a 5,00 mg/L. Todas essas variáveis devem ser consideradas e estudadas especificamente em uma determinada bacia hidrográfica para entender melhor a relação entre oxigênio dissolvido e declividade, o que, inclusive, pode ser uma sugestão para trabalhos futuros. Em suma, foi possível concluir que a combinação de diversos parâmetros é crucial para uma caracterização mais completa e precisa da bacia hidrográfica em termos de qualidade da água. Por meio de uma análise abrangente, é possível identificar os principais fatores que afetam a qualidade da água, entender suas interações e tomar decisões informadas sobre a gestão e proteção dos recursos hídricos. Além disso, esta abordagem multidimensional ajuda a formular estratégias efetivas de conservação e restauração dos ecossistemas aquáticos para garantir o uso sustentável dos recursos hídricos e a conservação da biodiversidade.

Introdução

O crescimento da população mundial está associado ao consumo insustentável, colocando pressão crescente sobre o meio ambiente, incluindo o aumento do consumo de água em todo o mundo. Estima-se que o consumo mundial de água esteja entre 2.879 e 5.187 km³/ano até 2025, o que representa um aumento de cerca de 75% em 30 anos para o nosso planeta. Como resultado, o consumo de água na Terra está em ascensão, superior ao crescimento populacional. Somente no último século, a população mundial aumentou aproximadamente três vezes, e o consumo de água aumentou aproximadamente seis a sete vezes. Porém, vale ressaltar que o maior uso da água não é para abastecimento, mas para irrigação agrícola (MESSIAS *et al.*, 2004).

As zonas climáticas tropicais respondem por 50% do escoamento total do mundo. No caso do Brasil, a maioria dos estados tem excesso de água. Quando as descargas de água doce de rios domésticos são adicionadas à Amazônia internacional, o Brasil é responsável por 53% da produção de água doce do continente e 12% do total mundial (CUNHA *et al.*, 2010), mas a nível nacional, os problemas são semelhantes. O setor agrícola no Brasil é o que mais utiliza água, respondendo por aproximadamente 70,46% do consumo total de água, seguido pelo setor de abastecimento público com aproximadamente 17,0%, seguido do setor industrial com 9,2% (ANA, 2018).

Ainda no caso do Brasil, a PNRD (Política Nacional de Recursos Hídricos), a Lei das Águas, promulgada em 1997, delega direitos de gestão a grupos associados a cada uma das principais bacias hidrográficas do país. Essa definição está prevista no artigo 21, inciso XIX da Constituição Federal de 1988 para regulamentar o uso da água (REBOUÇAS *et al.*, 2002).

Nesse quadro, deve-se relevar a importância do estudo de fragilidade ambiental, que deve ser precedido por uma tomada de dados sobre as características locais, como característica do solo, declividade, potencial de erosão pluvial e cobertura vegetal. Deste ponto de vista, ter conhecimento técnico detalhado de uma determinada área é sinônimo de prever eventos de risco natural com base na vulnerabilidade do local e, conseqüentemente, utilizar o meio ambiente de forma sustentável. Com base na existência de informações, é viável desenvolver instrumentos com o objetivo de gerenciar de forma adequada os recursos hídricos, controlar o uso e ocupação do solo e garantir a sustentabilidade ambiental (CEREDA JÚNIOR, 2011).

Devido à importância da quantidade e qualidade da água, o planejamento regional do uso do solo ocupa um lugar central nas discussões sobre a conservação desse recurso natural. Dentre as principais ferramentas criadas para proteger os recursos hídricos, em termos de leis, tem-se a Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997), conhecida como Lei das Águas. Em seu artigo 3, essa constitui a diretriz geral de atuação desta política, que relata como se constituem as diretrizes gerais de ação dessa política "I a gestão sistemática dos recursos hídricos, sem dissociação dos aspectos de quantidade e qualidade" e "V – a articulação da gestão de recursos hídricos com a do uso do solo". O Art. 7 institui que "I – diagnóstico da situação atual dos recursos hídricos" é o conteúdo mínimo dos Planos de Recursos Hídricos, demonstrando claramente que o conhecimento sobre as bacias hidrográficas, sua dinâmica e as condições dos recursos hídricos são um aspecto crucial no planejamento estratégico e sustentável a longo prazo (LATUF e DE DEUS, 2019).

Segundo Cruz (2009), Minas Gerais possui 17 bacias hidrográficas subdivididas em 36 UPGRH (Unidades de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos). Essas divisões levam em consideração diferentes situações, como aspectos econômicos, socioculturais, políticos e físicos do espaço territorial do estado de Minas Gerais. De acordo com o Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM, 2006), esses segmentos visam orientar, planejar e estruturar a Comissão de Bacia e facilitar a implementação dos Instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH). Localizada no estado de Minas Gerais, mais precisamente na região centro metropolitana Belo Horizonte e Vale dos Rios, o Rio Piracicaba é uma das principais vias navegáveis da bacia, sua nascente está localizada na cidade de Ouro Preto, cerca de 1.680 metros acima do nível do mar, conforme é possível visualizar a Figura 1.

CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO SUB-BACIA DO RIO PIRACICABA

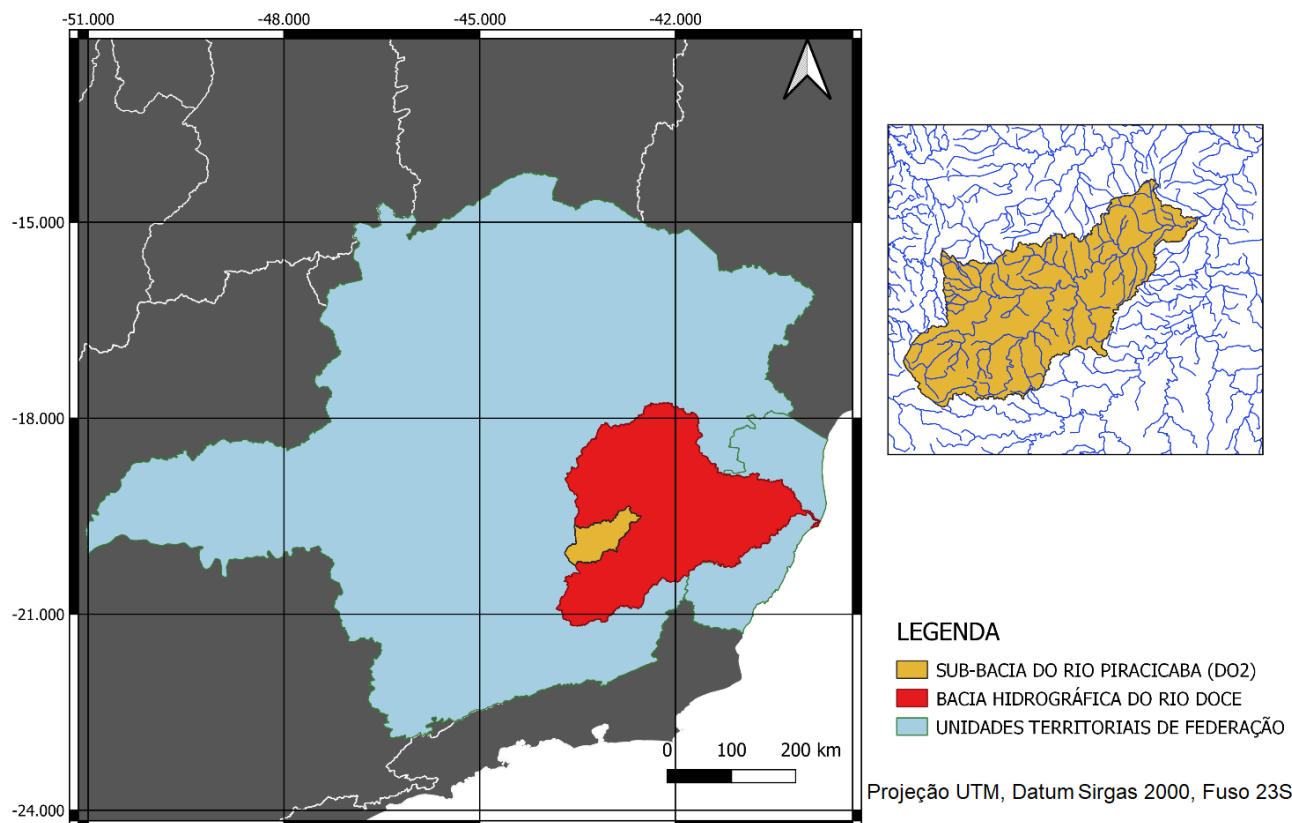


Figura 1: Sub-bacia do Rio Piracicaba
Fonte: Autores (2023)

De acordo com Pereira (2012), a sub-bacia do Rio Piracicaba é uma área hidrologicamente importante no leste do estado de Minas Gerais que desempenha um papel fundamental no abastecimento de água para várias cidades da região. É um dos afluentes do rio Doce, que é um dos principais rios da região sudeste do Brasil e um importante recurso hídrico do estado. O relevo da Bacia do Rio Piracicaba é muito acidentado, montanhoso e de vales profundos, propícios a processos erosivos e deslizamentos de terra, que causam impactos significativos ao meio ambiente. Além disso, existem atividades econômicas associadas na região, como mineração, agricultura e pecuária, que afetam a qualidade da água e a saúde dos ecossistemas aquáticos.

Nesse contexto, se faz necessário inserir a situação da sub-bacia do rio Piracicaba, em Minas Gerais, formada pelos rios Peixe e rio Santa Bárbara na margem esquerda e a sub-bacia do Rio da Prata à margem direita. O rio Santa Bárbara tem como principais afluentes os rios Conceição e Una. As cidades de Barão de Cocais, Santa Bárbara e São Gonçalo do Rio Abaixo ficam à beira do rio Santa Bárbara e São Domingos do Prata é cortada pelo rio da Prata (PARH PIRACICABA, 2010).

Estudos e ações são utilizados para garantir a conservação e o manejo adequado da sub-bacia do rio Piracicaba, desenvolver pesquisas e ações para monitorar a qualidade da água e a saúde dos ecossistemas aquáticos e promover o uso sustentável dos recursos naturais da região. O desenho do mapa de fragilidade ambiental natural, mencionado anteriormente, é uma das medidas importantes para orientar o planejamento e gestão do ambiente de recursos hídricos na bacia (PARH PIRACICABA, 2010).

Segundo o IGAM (2010b), a Bacia do Rio Piracicaba encontra-se em situação ótima para atender às necessidades de abastecimento de água que são possibilitadas pelo fluxo médio dos rios. Esta análise é efetuada com base num índice aprovado pela European Environmental Agency e pela Organização das Nações Unidas (ONU), criado para avaliar a relação entre disponibilidade e demanda e é determinado a partir do quociente entre a retirada total anual e a vazão média anual de longo prazo (Qmld).

Segundo Franco (2012), mudanças ambientais, como cobertura vegetal, solo, topografia e clima estão, geralmente, diretamente relacionados às atividades humanas. Esses distúrbios resultam em desequilíbrios que podem variar por região e que mostram a vulnerabilidade desses locais. O meio ambiente é reflexo do uso inconsciente da ocupação do solo. Um estudo abrangente do ambiente físico, combinando suas características de uso e ocupação e permitindo o acesso a diagnósticos de diferentes categorias hierárquicas, permite a análise de vulnerabilidade do meio ambiente, permitindo avaliar seu potencial de forma abrangente.

A inclinação é muito importante para a modelagem vazão, pois a vazão depende diretamente desta variável, que pode ser determinada por vários métodos. Geralmente, utiliza-se a altura do ponto final do canal e o comprimento do canal d'água, que pode ser expressa em % ou m/m. A diferença entre a elevação máxima e a elevação mínima resultam na magnitude da altura da bacia. Esta é a maneira mais fácil de calcular a inclinação, no entanto, para rios com características de relevos muito diferentes, algumas correções podem ser necessárias. (PAIVA e PAIVA, 2001).

O grau de poluição da água, por sua vez, é medido pelas propriedades físicas, químicas e biológicas do corpo d'água, onde é possível identificar a presença de impurezas, que por sua vez são identificadas como parâmetros de qualidade da água, que definem os limites de concentração aos quais cada substância presente na água deve aderir. Em geral, as propriedades físicas são derivadas de sólidos (suspensão, coloidal e solúvel em água) e gás. Propriedades químicas são analisadas em termos de matéria orgânica e inorgânica, e através de vida animal e vegetal e dos organismos, se analisa o caráter biológico (VON SPERLING, 1996).

A demanda bioquímica de oxigênio é o parâmetro mais comumente utilizado para medir o consumo de oxigênio na água e indica a quantidade de oxigênio no meio consumido por peixes e outros animais através do consumo por organismos aeróbicos e oxidação da matéria orgânica na água. O valor de DBO é usado para estimar a carga de efluentes orgânicos e recursos hídricos. (SOUTO *et al.*, 2015).

O oxigênio dissolvido (OD) é um dos gases mais abundantes na atmosfera e nos oceanos e desempenha um papel importante nos ecossistemas aquáticos e é essencial para o funcionamento dos processos metabólicos de organismos e comunidades. Enquanto a atmosfera é a principal fonte natural de oxigênio dissolvido, a fotossíntese das algas também contribui para sua produção. Em sistemas aquáticos e estações de tratamento de águas residuais (ETEs), o equilíbrio dos níveis de oxigênio dissolvido é um fator crítico. Isso porque as bactérias presentes nesses ambientes utilizam oxigênio durante a respiração, se as bactérias consumirem oxigênio em excesso, os níveis de OD podem cair drasticamente, levando ao esgotamento desse gás essencial (KOENIG *et al.*, 2013).

A concentração de oxigênio na água irá variar de acordo com as condições ambientais, especialmente pressão atmosférica, temperatura e salinidade. A pressão atmosférica mais baixa, temperatura mais alta e salinidade mais alta reduzem a solubilidade do O₂ na água. Esta condição promove oscilações no teor de oxigênio dissolvido e que pode ser utilizado para oxidar cargas orgânicas e condicionar processos que ocorrem em ciclos biogeoquímicos. Além disso, o aumento da matéria orgânica leva a uma maior taxa de respiração dos microorganismos, resultando em um aumento na quantidade de CO₂ e CH₄ (este último produzido apenas por degradação anaeróbica) e principalmente para satisfazer a quantidade de oxigênio, devido à sua solubilidade muito limitada em água, causando baixa disponibilidade. A combinação dessas propriedades mostra a relevância do O₂ para o controle da poluição, exigindo o uso de ferramentas para manter condições aeróbicas para atender possíveis usos dos corpos d'água (CAJTHAML, 2015).

Nesse quadro, a deliberação normativa n°08/2022, conjunta COPAM-CERH/MG (COPAM – Conselho Estadual de Política Ambiental e CERH – Conselho Estadual de Recursos Hídricos) tem como objetivo estabelecer diretrizes ambientais e classificação para a categorização de corpos de água superficiais. Além disso, ela estabelece as condições, padrões e parâmetros a serem seguidos para o lançamento de efluentes nos corpos de água receptores. Os parâmetros estabelecidos por essa DN para o Rio Piracicaba, atualmente enquadrado na Classe 2, de acordo com a Resolução CONAMA 357/2005 são de um limite de DBO igual a 5 dias a 20°C: até 5 mg/L (miligrama por Litro) O₂ e OD, em qualquer amostra, não deve ser inferior a 5 mg/L (miligrama por Litro) O₂ (COPAM/ CERH, 2022).

A declividade da bacia do rio Piracicaba varia muito, visto que esse tem altitude média de 528 metros e a região está localizada em uma área bastante íngreme, com desnível médio de 7,8%. A declividade do terreno interfere na quantidade de matéria orgânica que entra no corpo d'água, quanto tempo essa água permanece no corpo e a quantidade de oxigênio que pode se dissolver nela. Terrenos mais íngremes são propensos a ter mais erosão, o que pode levar a mais sedimentos e matéria orgânica no corpo d'água. Além disso, a água tende a fluir mais rapidamente em terrenos mais íngremes, o que reduz o tempo de permanência da água e limita a quantidade de oxigênio que pode se dissolver. Por outro lado, terrenos menos íngremes tendem a sofrer menos erosão e a água pode ficar mais tempo, dissolvendo mais oxigênio (PINTO *et al.*, 2012).

É possível que haja relação indireta entre a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e a declividade da bacia hidrográfica, que pode ocorrer devido aos efeitos da inclinação no transporte de poluentes e nutrientes da bacia para os corpos d'água. Em áreas com declives mais acentuados, a velocidade do escoamento aumenta, o que resulta em maior erosão do solo e transporte de matéria orgânica e nutrientes para os cursos d'água. Isso, por sua vez, leva ao aumento da carga orgânica nos corpos d'água e, conseqüentemente, da DBO. Além disso, a inclinação da bacia também influencia a disponibilidade de oxigênio na água. Em regiões com declives mais acentuados, a turbulência aumenta, resultando em maior aeração da água e contato com o ar. Isso promove a oxidação da água, o que indiretamente afeta a DBO. No entanto, é importante ressaltar que a relação entre o oxigênio dissolvido, a DBO e a declividade da bacia hidrográfica não é direta e universal. Outros fatores, como a presença de vegetação, o uso e ocupação do solo, a presença de poluentes, as ações humanas e a temperatura da água, também desempenham um papel significativo na determinação desses parâmetros (ZHANG, ZHONG, E SHAO, 2010)

A EMPRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária) classifica o relevo em 6 classes de acordo com a declividade. São elas: Plano - área de topografia horizontal, com desníveis muito pequenos e declividade menor que 3%; suave ondulado - área de topografia pouco acidentada, constituída de colinas ou outeiros, com diferenças de níveis de 50 a 100 m e com declividades de 3 a 8%; ondulado - área de topografia pouco acidentada, constituída de colinas ou outeiros, com declividades de 8 a 20%; forte ondulado - área de topografia acidentada, formada de outeiros ou morros, com diferenças de

níveis de 100 a 200 m e declividade de 20 a 45%; montanhoso - área de topografia acidentada, constituída de morros e montanhas, com declividades de 45 a 75%; escarpado - áreas escarpadas (aparado, itaimbé, frente de costa, falésia e flanco de serra), com declividades maiores que 75% (EMBRAPA, 1999)

Material e Métodos

A área de estudo corresponde à sub-bacia do rio Piracicaba, localizada entre as coordenadas de latitude 19°19'S e 20°15'S e entre as longitudes 42°30'W e 43°42'W, no estado de Minas Gerais. Esta bacia é parte integrante da Unidade de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos (UPGRH) da bacia do Rio Doce e denominada DO2.

A sub-bacia do Rio Piracicaba tem 5.465,38Km² e o Rio Piracicaba possui 241Km de extensão e nasce em Ouro Preto e deságua entre Ipatinga e Timóteo. Sua bacia hidrográfica possui cerca de 800.000 habitantes em 21 municípios. A bacia, em sua composição original, era composta por 90% de Mata Atlântica, que após o processo antrópico de devastação só manteve 0,2% dessa vegetação.

Para os fins deste trabalho foram utilizados dados fisiográficos, que são informações que podem ser extraídas de mapas, fotografias aéreas e imagens de satélite. Basicamente são áreas, comprimentos, declividades e coberturas do solo obtidos diretamente ou explanados por índices. (TUCCI, 2004, p. 45). Justifica-se essa escolha pelo propósito de construir um modelo de análise simples e aplicável que poderá contribuir para a criação de procedimentos para viabilizar a gestão e melhor observação do mosaico paisagístico.

As informações de declividade em estudo foram retiradas da plataforma online do IDE – SISEMA (Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos), site: <https://idesisema.meioambiente.mg.gov.br/webgis>. A localização da sub-bacia do Rio Piracicaba, por sua vez, foi extraída do catálogo de metadados da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, site: <https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/por/catalog.search#/metadata/0c698205-6b59-48dc-8b5e-a58a5dfcc989>.

Com auxílio de ferramentas tecnológicas de geoprocessamento e do *software* QGIS®, um Sistema de Informação Geográfica (SIG) de código aberto, foram criadas as imagens, a partir de arquivos vetoriais extraídos da plataforma IDE-SISEMA, a fim de ilustrar a área de estudo.

As informações de declividade em estudo, por sua vez, foram retiradas da plataforma online do IDE – SISEMA (Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos), onde foi feito o *download* do *shape* intitulado “Mapa de declividade em %”, que contém a legenda com os tipos de relevo e o percentual de inclinação do terreno.

Os valores dos parâmetros de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Oxigênio Dissolvido (OD), foram, por sua vez, coletadas em séries históricas de monitoramento da qualidade das águas superficiais do estado de Minas Gerais, do portal Infohidro, disponibilizados em planilhas em formato xls. (Microsoft Office Excel®) pelo Instituto de Gestão das Águas de Minas Gerais – IGAM.

Optou-se por analisar apenas as estações de monitoramento de água localizadas na calha principal da bacia do Rio Piracicaba, que totalizam 8 instrumentos, cada uma delas com amostras trimestrais durante o período de 10 anos, de 2012 a 2022.

A localização das estações de monitoramento estudadas, de acordo com o sistema de referência geodésico global (WGS - World Geodetic System), pode ser visualizada na Tabela 1.

ESTAÇÃO DE MONITORAMENTO	MUNICÍPIO	COORDENADAS GEOGRÁFICAS	
RDO25	Rio Piracicaba	-19°56'21.68”S	-43°10'48.99”O
RDO26	João Monlevade	-19°50'4.33”S	-43°7'38.43”O
RDO29	Nova Era	-19°46'0,99”S	-43°2'38.99”O
RDO31	Coronel Fabriciano	-19°31'33.86”S	-42°39'28.78”O
RDO32	Antônio Dias	-19° 37 '11.79”S	-42° 48' 2.71”O
RDO34	Coronel Fabriciano	-19° 31 '48,27”S	-42° 36' 9.17”O
RDO74	Mariana	-20° 10 '43.59”S	-43° 24' 47.39”O
RDO75	Alvinópolis	-20° 09 '35,59”S	-43°17' 40,49”O

Tabela 3: Estações de monitoramento da sub-bacia do Rio Piracicaba
Fonte: AUTORES (2023)

Resultados e Discussão

Com as coordenadas de cada estação de monitoramento foi possível expor a localização dos pontos de coleta na bacia supracitada, conforme Figura 2.

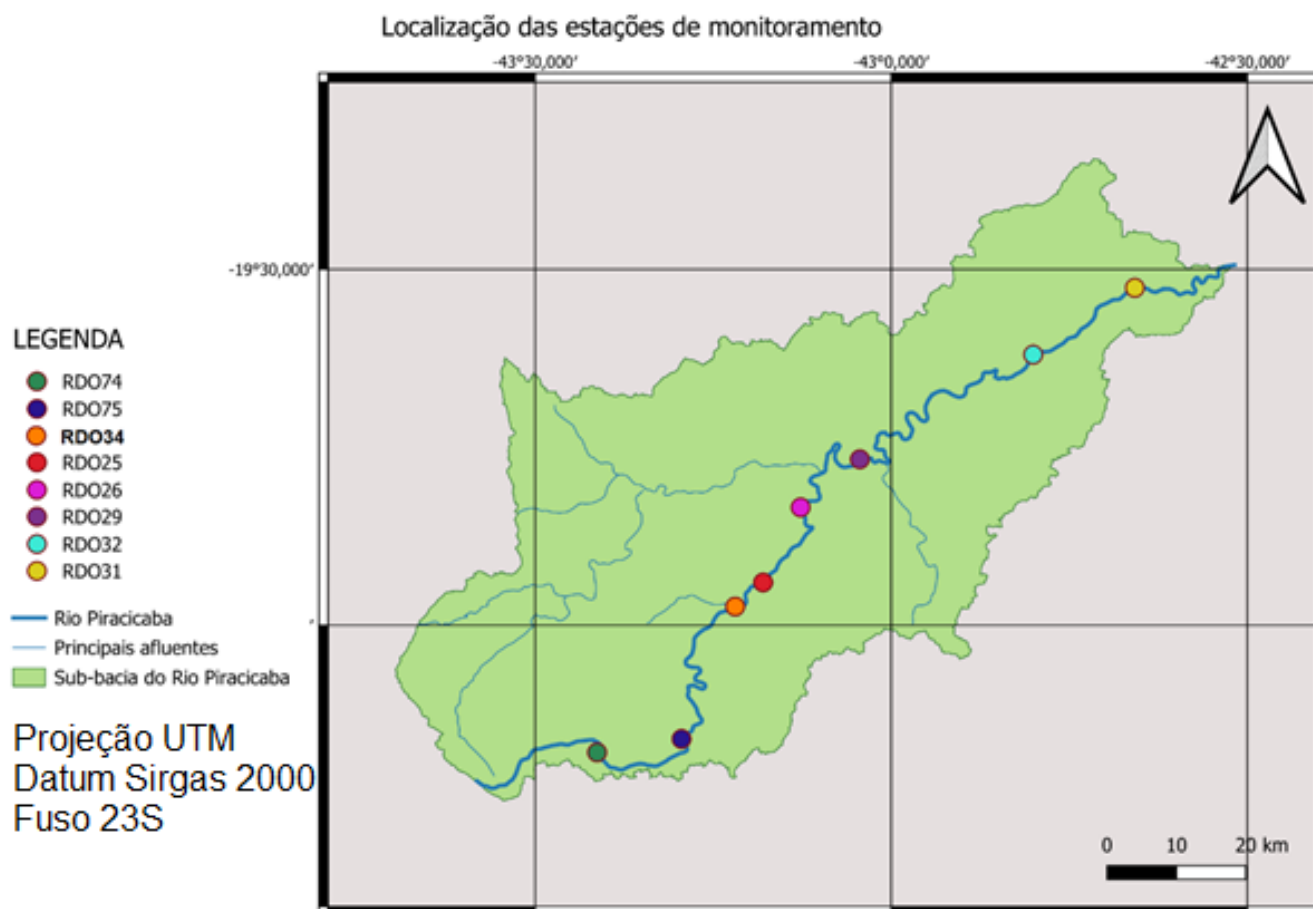


Figura 2: Localização das estações de monitoramento na Sub-bacia do Rio Piracicaba
Fonte: Autores (2023)

As áreas onde estão localizadas as estações de monitoramento, são áreas cujo a percentual não ultrapassa 03%, classificada como relevo plano. A classificação segue conforme esperado, visto que as estações estão localizadas na calha do Rio Piracicaba e os cursos d'água, em geral, se localizam na parte do terreno com menor declividade. Na Figura 4 é possível observar que a forma de relevo predominante na Bacia do Rio Piracicaba é forte ondulado, com inclinação entre 45 e 75 %, sendo notável na região da nascente do Rio Piracicaba pequenas áreas na tonalidade vermelha, que caracteriza um relevo escarpado. Dessa forma, buscou-se analisar alterações dos parâmetros de DBO e oxigênio dissolvido em função da declividade da área do entorno das coordenadas geográficas de cada estação, ilustrada na Figura 3.

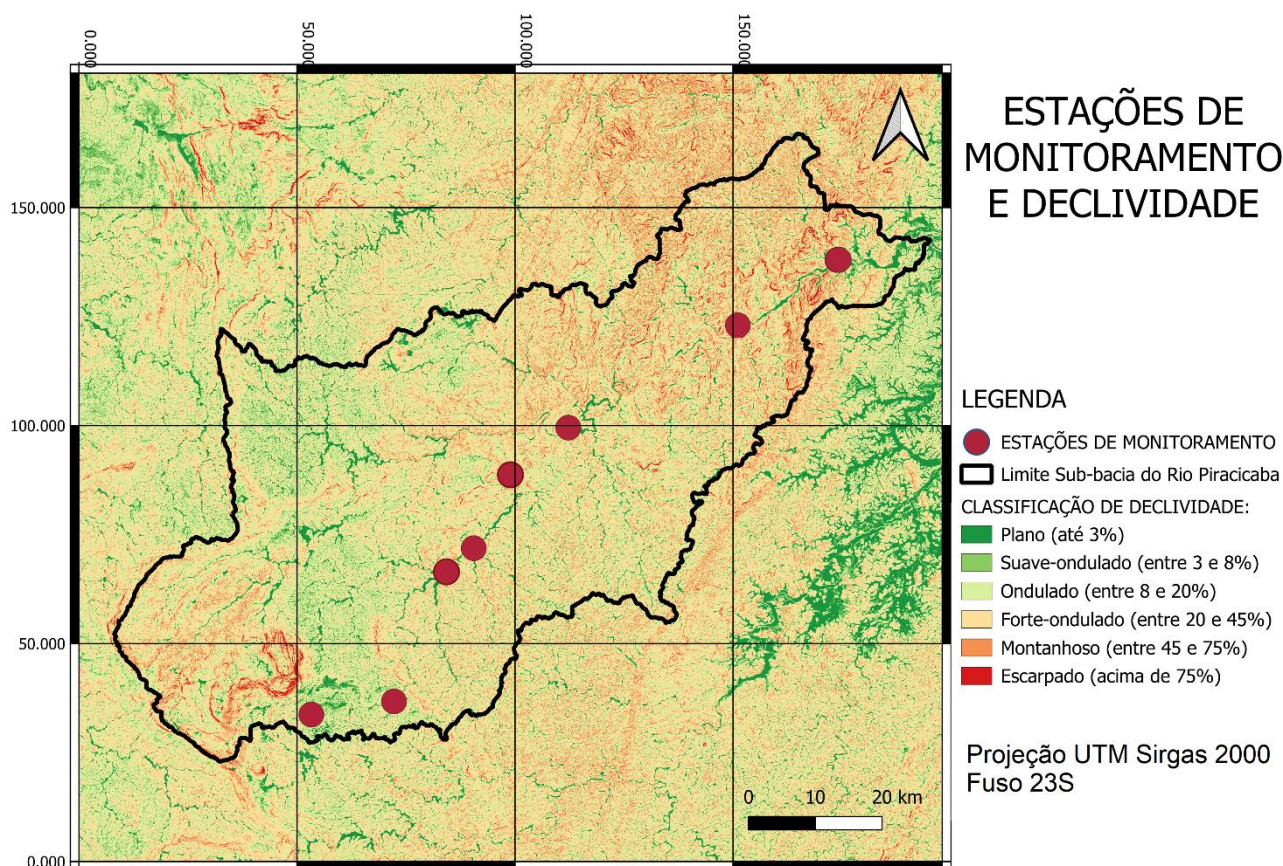


Figura 3: Estações de monitoramento e declividade
Fonte: AUTORES (2023)

A Estação RDO25 está em uma elevação de 637 metros, circundado por região de relevo predominantemente forte ondulado, com inclinação entre 20% e 45%. Nesse ponto, observou-se alteração do parâmetro DBO somente no ano de 2020, onde esse parâmetro alcançou o valor de 16 mg/L. O limite de oxigênio dissolvido manteve-se acima de 06 mg/L durante todo o período analisado.

A Estação RDO26 possui elevação igual a 620 metros e relevo predominantemente forte ondulado, com inclinação entre 20% e 45 %, próximo de poucas regiões com relevo montanhoso (com declividade entre 45% e 75%), sendo observado variação dos limites dos parâmetros de DBO (6,6 mg/l) e OD (5,8 mg/l). No ano de 2020 foi constatado o aumento significativo da DBO acima de 36,3 mg/L, no entanto o OD ficou dentro dos limites estabelecidos.

A Estação RDO29 está localizada no Município de Nova Era, próximo às coordenadas de latitude $-19^{\circ}46'0,99''$ S e longitude $-43^{\circ}2'38,99''$ O, ponto de 531 metros de elevação, com relevo predominantemente forte ondulado (inclinação entre 20% e 45 %). Nesse ponto foi observado aumento no parâmetro DBO (5,00 mg/L) em 2020, permanecendo 2,00 mg/l durante o restante dos períodos, e OD dentro dos limites estabelecidos na DN n°8/2022.

A Estação RDO31, com elevação de 240 metros, possui em seu entorno relevo com predominância forte ondulado, com inclinação entre 20% e 45%, seguido por representativas regiões montanhosas, chegando a ter áreas próximas com relevo escarpado, com inclinação acima de 75%. Nessa estação, em termos gerais, não foi observado alteração dos parâmetros DBO e oxigênio dissolvido, ambos permaneceram dentro dos limites estabelecidos durante o período analisado, no entanto no ano de 2020 a DBO chegou a 5 mg/L.

Na Estação RDO32, a elevação do terreno possui 276 metros. Foi observada que a área no entorno da estação possui relevo forte ondulado, com inclinação entre 20% e 45%, seguido por representativas regiões montanhosas, chegando a ter áreas próximas com relevo escarpado com inclinação acima de 75%. Nessa estação os parâmetros de DBO e oxigênio dissolvido não extrapolaram os limites estabelecidos na norma, no entanto observou-se novamente leve alteração no ano de 2020, que chegou a 5 mg/L.

Na Estação RDO34 o rio Piracicaba possui 290 metros de elevação. Nessa região observou-se predominância do relevo forte ondulado, com inclinação entre 20% a 45 %, seguido por representativas regiões montanhosas, poucas áreas de relevo escarpado, com inclinação acima de 75%. Nessa estação foi observado alteração dos parâmetros DBO em 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, e 2020, sendo que nesse último ano consta que a DBO alcançou consideráveis 55 mg/L, o que leva a ter cuidado ao considerar o resultado dessa amostragem, uma vez que o limite de Oxigênio Dissolvido informado foi 7,9 mg/L. Cumpre destacar que durante todo o período analisado o parâmetro Oxigênio Dissolvido não ficou abaixo dos limites estabelecidos na Deliberação Normativa n° 08/2022.

A Estação RDO74 está localizada no município de Mariana, em um ponto com 865 metros de elevação. Essa é a estação que possui maior altitude, pois fica próxima à nascente do Rio Piracicaba, confrontante à Serra do Caraça, onde predomina o relevo montanhoso, próximo de áreas com relevo escarpado de inclinação acima de 75%. Nessa estação também não houve alteração dos parâmetros DBO e oxigênio dissolvido durante o período analisado, em termos gerais, no entanto em 2020 observou-se alteração do limite de DBO, que atingiu de 22,9 mg/L, com Oxigênio Dissolvido (9,00 mg/L) acima dos limites estabelecidos.

A Estação RDO75 está situada em um ponto com 690 metros de elevação que possui nas proximidades da estação de relevo ondulado a forte ondulado, com inclinação entre 20% e 45 %. Nessa estação os parâmetros de DBO, e oxigênio dissolvido ficaram dentro dos limites estabelecidos na Deliberação Normativa nº 08/2022, durante todo período analisado, porém em 2020 a DBO chegou a 13,2 mg/L e o oxigênio dissolvido 9,1 mg/L.

De acordo com o mapeamento de declividade disponibilizado pelo IDE – SISEMA, é possível categorizar a área de cada estação de monitoramento de acordo com a classificação da Embrapa. A classificação observada pode ser visualizada na Tabela 1.

ESTAÇÃO DE MONITORAMENTO	MUNICÍPIO	TIPO DE RELEVO
RDO25	Rio Piracicaba	Plano a forte ondulado
RDO26	João Monlevade	Plano a forte ondulado
RDO29	Nova Era	Plano a forte ondulado
RDO31	Coronel Fabriciano	Plano a escarpado
RDO32	Antônio Dias	Plano a escarpado
RDO34	Coronel Fabriciano	Plano a forte ondulado
RDO74	Mariana	Plano a escarpado
RDO75	Alvinópolis	Plano a montanhoso

Tabela 24: Tipo de relevo das estações de monitoramento da sub-bacia do Rio Piracicaba
Fonte: AUTORES (2023)

Ao analisar declividade da região das estações e a elevação do terreno associados aos parâmetros de DBO e Oxigênio Dissolvido, durante o período de 2012 a 2022, observaram-se acentuadas alterações na DBO no ano de 2020. Diante disso, a partir dos valores dos parâmetros de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Oxigênio Dissolvido (OD), coletados na base do Instituto de Gestão das Águas de Minas Gerais – IGAM, foram elaboradas algumas tabelas e, em consequência, a fim de ilustrar de forma mais dinâmica, gráficos de linhas com dados de relação entre as estações de monitoramento e os parâmetros de oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio. Essa etapa foi realizada com auxílio do software Microsoft Office Excel.

Os dados da RDO34 foram então isolados, uma vez que o valor de sua DBO equivalente a 55 mg/L é discrepante dos demais, e foram analisados os parâmetros de amostra de julho de 2020 de todas as estações, conforme Figura 05.

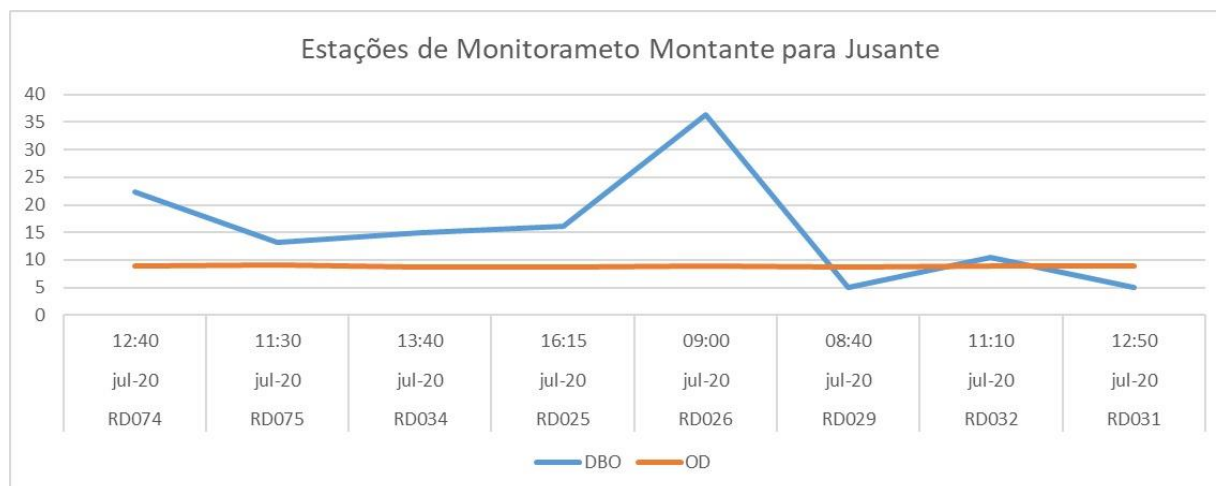


Figura 1: Gráfico de amostragem de DBO e OD em função da declividade
Fonte: AUTORES (2023)

Considerando as informações da Figura 5, é possível inferir que o nível de OD dissolvido não sofreu influência negativa ao longo da bacia em função da declividade, quer seja do nível de elevação do terreno, quer seja pela inclinação/tipo do relevo das regiões próximas ao rio, uma vez que no gráfico analisado a linha que representa esse parâmetro permaneceu acima de 8,00mg/L em todas as estações.

Ainda esse cenário, é possível extrair da Figura 5 e de outras informações de relevo analisadas, é possível informar que apenas nas estações RDO29 e RDO31 os limites definidos na Deliberação Normativa nº08/2022 foram respeitados nesse período, ficando igual a 5,00 mg/L. Nessas estações observa-se que o tipo de relevo e a elevação de terreno são diferentes, uma vez que a RDO29, localizada em Nova Era, possui 531 metros de elevação, com relevo plano a forte ondulado, já a estação RDO31, localizada no Município de Coronel Fabriciano, possui ponto de elevação igual a 240 metros e possui na área ao entorno um relevo com características forte ondulado, a escarpado.

Considerações finais

Com base nos resultados e discussões apresentados, pode-se concluir que a utilização de dados fisiográficos, obtidos por meio de mapas, fotografias aéreas e imagens de satélite, aliados ao geoprocessamento e ao software QGIS®, permitiu uma análise da área de estudo de forma simplificada e aplicável. A representação da declividade da região mostrou a predominância de um relevo forte ondulado, com áreas montanhosas e algumas regiões escarpadas. A análise dos parâmetros de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Oxigênio Dissolvido (OD) nas estações de monitoramento ao longo de 10 anos revelou algumas variações significativas. Em algumas estações, como a RDO26 e RDO74, localizadas, respectivamente, em João Monlevade e Mariana, observou-se um aumento da DBO em julho de 2020, indicando uma possível degradação da qualidade da água nesse período. No entanto, o mesmo parâmetro se manteve estável nos demais anos e estações. Os limites de Oxigênio Dissolvido, por sua vez, estabelecidos foram mantidos dentro dos padrões estabelecidos pela Deliberação Normativa nº 08/2022. É importante salientar que as alterações nos parâmetros de qualidade da água podem estar relacionadas à declividade do entorno das estações de monitoramento. É necessário ressaltar também que as regiões da RDO26 e da RDO74, estações com maior variação de DBO, são regiões com declividade de relevo variando entre 3% e acima de 75%, o que pode indicar uma maior influência do escoamento superficial e da erosão nesses locais. Esses dados podem contribuir para a implementação de medidas de gestão e monitoramento mais eficazes, visando à preservação e recuperação da qualidade da água nessa região. Em conclusão, os resultados obtidos, de maneira isolada, não fornecem informações relevantes sobre a relação entre a declividade do terreno e a qualidade da água na sub-bacia do Rio Piracicaba.

Seria esperado que haja relação indireta entre DBO e a declividade da bacia, uma vez que a inclinação afeta o transporte de poluentes e nutrientes da bacia para o canal, o que pode fazer com que, em áreas com declives mais acentuados, as velocidades de escoamento mais rápidas levam ao aumento da erosão do solo e ao transporte de matéria orgânica e nutrientes para os corpos d'água, o que aumenta a carga orgânica nos cursos d'água e, conseqüentemente, a DBO. Além disso, a inclinação também afeta a disponibilidade de oxigênio na água, em áreas com declives mais acentuados, a aeração da água pode aumentar devido ao aumento da turbulência e maior contato com o ar. Isso leva ao aumento da oxidação da água, o que afeta indiretamente a DBO. No mesmo cenário, o transporte de sedimentos pela erosão do solo causa aumento da turbidez na água e reduz a disponibilidade de luz que as plantas aquáticas precisam para a fotossíntese. Como resultado, a produção de oxigênio da fotossíntese pode ser reduzida, afetando indiretamente o oxigênio dissolvido na água. Entretanto, a relação entre o oxigênio dissolvido, DBO e a inclinação da bacia hidrográfica não é direta e universal. Outros fatores, como a presença de vegetação, o uso e ocupação do solo, a presença de poluentes, as ações humanas e a temperatura da água, também desempenham um papel significativo na determinação desses parâmetros. Portanto, é necessário considerar e estudar especificamente todas essas variáveis em uma determinada bacia hidrográfica para uma melhor compreensão da relação entre oxigênio dissolvido e declividade, o que pode inclusive sugerir possíveis direções para futuras pesquisas nessa área.

A combinação de diversos parâmetros permite uma descrição mais completa e precisa da bacia hidrográfica em termos de qualidade da água. Por meio de uma análise abrangente, é possível identificar os principais fatores que afetam a qualidade da água, entender suas interações e tomar decisões informadas sobre a gestão e proteção dos recursos hídricos. Além disso, esta abordagem multidimensional ajuda a formular estratégias efetivas de conservação e restauração dos ecossistemas aquáticos para garantir o uso sustentável dos recursos hídricos e a conservação da biodiversidade.

Agradecimentos

Agradeço ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – PROFÁGUA, Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº. 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

Referências bibliográficas

ANA - Agência Nacional De Águas (Brasil). (2018). Contas econômicas ambientais da água no Brasil, 2013-2015. Brasília: ANA, IBGE, SRHQ.

ANA. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Catálogo de metadados. Disponível em: <<https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/por/catalog.search#/metadata/0c698205-6b59-48dc-8b5e-a58a5dfcc989>>. Acesso em: 12 maio 2023.

CAJTHAML, T. 2015. Biodegradation of endocrine-disrupting compounds by ligninolytic fungi: mechanisms involved in the degradation. *Environmental microbiology*, v. 17, n. 12, p. 4822–4834.

CEREDA JUNIOR, A. 2011. Análise de Fragilidade Ambiental com Métodos Multicritério-críticas e proposta metodológica.

COPAM/CERH. Conselho Estadual de Política Ambiental; Conselho Estadual de Recursos Hídricos de Minas Gerais. Deliberação Normativa nº 08/2022 - Regulamentação das Atividades de Preservação Ambiental e Gestão dos Recursos Hídricos em Minas Gerais. 2022. Disponível em: < <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=56521>>. Acesso em: 25 maio 2023.

CUNHA, Davi Gasparini Fernandes, *et al.* 2010. Seasonal behavior of eutrophication-related water variables: the case of a tropical mesotrophic reservoir in Brazil. In: IWA World Water Congress and Exhibition, Montreal, 2010. Proceedings of IWA World Water Congress and Exhibition Montreal. Editorial for IWA Conference.

EMBRAPA. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Sistema brasileiro de classificação de solos. Brasília, Serviço de Produção de Informação, 1999. 412p.

IDE – SISEMA (Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Disponível em: <<https://idesisema.meioambiente.mg.gov.br/webgis>>. Acesso em 12 maio 2023.

IGAM – INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. 2010b. Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia hidrográfica do Rio Doce e Planos de Ações para as Unidades de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos no Âmbito da Bacia do Rio doce. Belo Horizonte. (Consórcio ECOPLAN/LUME. Contrato nº 043/2011).

_____. 2023. Séries Históricas de Monitoramento da Qualidade das Águas Superficiais do Estado de Minas Gerais. Belo Horizonte. Disponível em: <<http://repositorioigam.meioambiente.mg.gov.br/handle/123456789/405>>. Acesso em: 12 Maio 2023.

KOENIG, R. & SANTOS, S. 2013. Chironomidae (Insecta: Diptera) of different habitats and microhabitats of the Vacacaí-Mirim River microbasin, Southern Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 85(3):975-985.

LATUF, M. O; DE DEUS, F. O. 2019. Política Nacional de Recursos Hídricos e a Gestão dos Recursos Hídricos National Water Resources Policy and the Water Resources Management.

MESSIAS, A. S. *et al.* 2004. Água: fonte de vida. Recife: UNICAP.

PAIVA, J. B. D.; PAIVA, E. M. C. D. 2010. Hidrologia Aplicada à gestão de Pequenas Bacias Hidrográficas. Porto Alegre: ABRH, 625 pp. 2001. PARH PIRACICABA. Plano de Ação de Recursos Hídricos da Unidade de Planejamento e Gestão DO2. (CONSÓRCIO ECOPLAN – LUME).

PEREIRA, E. M. 2012. Análise de Conflitos pelo uso da Água Relacionados à Oferta e à Demanda: Bacia do Rio Piracicaba - MG.

PINTO, F. F. *et al.* 2012. Influência da topografia na qualidade da água de bacias hidrográficas: revisão de literatura. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 17, n. 2, p. 199-214.

REBOUÇAS, A. 2002. A água Doce no mundo. In Rebouças, A.C. *et al* (Org.) Águas Doces no Brasil: Capital Ecológico, Uso e Conservação. 2ed. São Paulo: Escrituras Editora. p.29.

SOUTO, Juliane Pena *et. al.* 2015. Poluição fecal da água: microrganismos indicadores. In: IV Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental. Porto Alegre.

TUCCI, C. E. M; CLARKE, R. T. 1997. Impacto das Mudanças da Cobertura Vegetal no Escoamento: revisão. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 2, n. 1, p. 135-152.

VON SPERLING, M. 1996. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2º Ed. Belo Horizonte: Depto de Eng. Sanitária-Ambiental/UFMG. 243 p.

Zhang, X., Zhong, X., & Shao, J. (2010). Assessment of non-point source pollution from different land use types on spatial variation of stream water quality. *Journal of Environmental Sciences*, 22(1), 59-68.

A terrarium with a globe and a plant. The globe is the central focus, showing continents and oceans. A small green plant with two leaves is growing from the soil at the bottom of the terrarium. The background is dark with some bokeh light effects.

ARTIGOS COMPLETOS

ÁREA TEMÁTICA
Segurança Hídrica e Usos Múltiplos da Água

ESTUDO DA UTILIZAÇÃO DA ÁGUA DA CHUVA NOS TREINAMENTOS DE COMBATE A INCÊNDIOS

1 Tânia Mara Sebben Oneda, 2 EneDir Ghisi, 3 João Carlos Souza

1Universidade Federal de Santa Catarina, e-mail: taniamarasebben@hotmail.com; 2Universidade Federal de Santa Catarina, e-mail: enedir.ghisi@ufsc.br; 3Universidade Federal de Santa Catarina, e-mail: joao.carlos@ufsc.br

Palavras-chave: Aproveitamento de águas pluviais, economia de água, prevenção de incêndio.

Resumo

A escassez de água é consequência principalmente do aumento populacional, do desperdício e das contaminações de todos os tipos que geram redução e deterioração gradual da qualidade da água. Dentro desse cenário, o aproveitamento das águas pluviais surge como uma das alternativas mais interessantes para atenuar crises hídricas, como as que ocorreram na região sudeste do Brasil nos anos de 2014 e 2015. A água da chuva sem tratamento é imprópria para o consumo humano, mas pode ser utilizada para geração de energia, refrigeração de equipamentos, lavagem de veículos, reserva técnica de incêndios, irrigação, entre outros. Este artigo teve por objetivo analisar a utilização de água pluvial por meio do dimensionamento do reservatório inferior por quatro métodos diferentes e compará-los. Após definido o reservatório, foi feito o orçamento do sistema para instalação no Centro de Treinamento da Unidade 2 do corpo de bombeiros voluntários no município de Joinville-SC. Foi analisada a demanda de água do local e feito o cálculo do reservatório de água pluvial pelos métodos Azevedo Neto, Prático Inglês, Prático Alemão e programa Netuno, versão 4. Os resultados mostraram homogeneidade no volume do reservatório calculado, com exceção do método de Azevedo Neto. O orçamento para a instalação do sistema foi de R\$ 61.316,87. Por meio do orçamento estimativo, verifica-se que o volume do reservatório inferior influencia diretamente nos custos finais da instalação. Observa-se também que a dimensão da edificação (área de coleta), a demanda de água não potável e a precipitação influenciam diretamente na capacidade do reservatório.

1. Introdução

A escassez de água é consequência principalmente do aumento populacional, do desperdício e das contaminações de todos os tipos que geram redução e deterioração gradual da qualidade da água (MAINIER; CORREIA NETO; MONTEIRO, 2011). Hagemann (2009, p. 14) afirma que “o problema da diminuição das reservas de água tem gerado preocupação e incentivado ao racionamento e à busca de soluções alternativas para a escassez”. Dentro desse cenário, o aproveitamento da água pluvial surge como uma das alternativas mais interessantes para atenuar crises hídricas, como as que ocorreram na região sudeste do Brasil nos anos de 2014 e 2015. Para Oliveira, Christmann e Pierezan (2014), o aproveitamento da água pluvial possui uma série de benefícios como: não desperdiçar um recurso natural escasso, ser disponível em abundância nos telhados, reduzir o consumo de água potável fornecida pela companhia de saneamento, conservar a água, reduzir o risco de enchentes, encorajar a conservação de água, a autossuficiência e uma postura ativa perante os problemas ambientais da cidade.

A água pluvial sem tratamento é imprópria para o consumo humano, mas pode ser utilizada para geração de energia, refrigeração de equipamentos, descarga de vasos sanitários, lavagem de veículos, reserva técnica de incêndios, irrigação, entre outros. A viabilidade da implantação de sistema de aproveitamento de água pluvial depende essencialmente dos seguintes fatores: precipitação, área de captação e demanda de água. Além disso, para projetar tal sistema deve-se considerar as condições ambientais locais, clima, fatores econômicos, finalidade e usos da água, buscando não uniformizar as soluções técnicas (LIMA; RESSUREIÇÃO, 2018).

A demanda por água nas instalações de incêndio visa constituir a reserva técnica de incêndio (RTI) onde o volume de água é destinado exclusivamente ao combate ao fogo. Segundo Brentano (2007, p. 44), “a água é um agente extintor muito efetivo sobre o fogo porque tem a capacidade de agir por resfriamento e abafamento simultaneamente”. Quando produzida em jato sob a forma de vapor ou em pequenas gotículas (neblina) age por abafamento (SEITO *et al.*, 2008).

A água é a substância mais usada como agente extintor por ser disponível na natureza, abundante e barata; é mais efetiva no combate ao fogo porque tem grande poder de absorção de calor e é um agente extintor seguro, não-tóxico, não-corrosível e estável (BRENTANO, 2007).

Em relação ao uso da água pluvial nas instalações de incêndio, existem alguns trabalhos publicados na área como os estudos de Gabe, Zuffo e Edler (2018); Siqueira (2021); Cruz e Almeida (2020); Gu, Shin e Baek (2012); Haque (2019), entre outros. Porém, conforme Martins Vaz, Ghisi e Souza (2023), ainda são poucos artigos publicados que apresentam a captação da água pluvial como forma de economizar água potável no combate a incêndios.

Este artigo tem por objetivo analisar a utilização de água pluvial por meio do dimensionamento do reservatório inferior por quatro métodos diferentes e compará-los. Após definido o reservatório, foi feito o orçamento do sistema para instalação no Centro de Treinamento da Unidade 2 do corpo de bombeiros voluntários no município de Joinville-SC. O estudo se justifica pela importância da preservação da água e seu uso racional. A água para combate a incêndios não precisa ser potável, o que permite, por meio da utilização da água pluvial que um volume maior de água potável permaneça disponível para outras finalidades.

2. Revisão da Literatura

Considerando a escassez hídrica, novas abordagens que priorizem ações de conservação, consumo eficiente e utilização de fontes alternativas de água em edificações devem ser requeridas como opção complementar (CÁCERES; RAMOS; SANT'ANA, 2019). Especialistas consideram as técnicas de aproveitamento de água pluvial como sendo um meio simples e eficaz de reduzir os impactos ambientais relacionados com a progressiva escassez de água para o uso humano.

Como fonte de suprimento de água para o combate a incêndios, pode ser usada a água armazenada em reservatórios de consumo doméstico, reservatórios exclusivos, ou fontes naturais de água perene (lagoas, lagos, rios ou açudes) (BRENTANO, 2007). De acordo com a instrução normativa 7 (IN07) do Corpo de Bombeiros Militar de Santa Catarina (CBMSC, 2022), pode ser utilizada água de reúso ou armazenada em cisterna desde que não haja contato com a água de consumo, seja realizada renovação periódica da água e sejam executados teste e inspeção do reservatório e das tubulações do sistema a cada cinco anos. A quantidade de água a ser armazenada para RTI depende da carga de incêndio e da área da edificação (CBMSC, 2022).

Em relação ao uso da água pluvial no combate a incêndios, existem alguns trabalhos publicados na área. Cruz e Almeida (2020) desenvolveram um estudo de um sistema de captação e armazenamento da água pluvial no Centro de Convenções da Universidade de Rio Verde - GO, onde utilizaram a mesma para abastecimento das bacias sanitárias, mictórios e para o sistema de combate a incêndio. Os autores verificaram que poderiam aproveitar partes do projeto de combate a incêndios da edificação, utilizando o reservatório existente de 33m³ para os usos não potáveis (reserva técnica de incêndio, bacias sanitárias e mictórios) apenas com algumas adaptações. Também concluíram que durante os meses de menor incidência de chuvas (entre abril e setembro), o reservatório necessitaria ser abastecido com aproximadamente 25 m³ de água potável para suprimento da demanda.

Siqueira (2021) analisou o uso da água pluvial no terceiro grupamento de bombeiros em Serra Talhada - PE, utilizando a edificação do grupamento como local de estudo, e verificou economia de até 238.200 litros de água por ano. Gabe, Zuffo e Edler (2018) analisaram o uso da água pluvial para o sistema de combate a incêndio do tipo *sprinkler* (chuveiros automáticos) na cidade de Cruz Alta – RS. Os resultados apontaram economia considerável em relação a um sistema com água potável, além de gerar impacto positivo na questão de sustentabilidade.

Gu, Shin e Baek (2012) analisaram a possibilidade e viabilidade econômica do uso da água pluvial no combate a incêndios na Coreia. Eles concluíram que a substituição da água potável por pluvial no combate a incêndios poderia reduzir as contas anuais de água e as taxas de uso da água potável. Observaram também que embora haja desvantagem no custo inicial de instalação (considerado alto), os benefícios gerados a longo prazo são compensadores, além do benefício significativo futuro pelo uso eficiente da água pluvial.

Garcia-Chevesich *et al.* (2015) analisaram o uso da água pluvial no combate a incêndios florestais no Chile e concluíram que os sistemas representam uma oportunidade excepcional para minimizar os custos de combate a incêndios em países desenvolvidos em silvicultura. Ainda sugerem o uso de sistemas de informação geográfica para identificar os locais potenciais para instalação do sistema de coleta de água da chuva visando a proximidade das plantações na eficácia do combate.

Haque (2019) estudou o potencial uso da água pluvial em um sistema de proteção contra incêndios em uma edificação residencial, incluindo o uso de *sprinklers* em Daca, Bangladesh. Concluiu que em termos de quantidade de água, Daca tem precipitação suficiente para atender o projeto, principalmente durante o período das monções (maio a setembro). Em relação à qualidade da água pluvial, recomendou o uso de hipoclorito de sódio para aumentar qualidade e garantir condições para uso.

Embora não seja comum o uso de água pluvial no combate a incêndios, percebe-se o potencial e, principalmente, a preocupação dos autores com a conservação da água e a responsabilidade socioambiental na contribuição para o desenvolvimento sustentável.

3. Método

3.1. Local de estudo

O Centro de Treinamento (CT) do corpo de bombeiros voluntários situa-se em Joinville - SC, na Rua Dona Francisca, 6500, na Zona Industrial Norte. No local existe, além do centro de treinamento, uma unidade do Corpo de Bombeiros Voluntários que possui um caminhão para combate a incêndios. A Figura 1 mostra essa unidade.



Figura 1 – Unidade 2 do Corpo de Bombeiros Voluntários de Joinville

3.2. Demanda de água

Inicialmente foi realizada uma entrevista com os técnicos que trabalham no local para compreender o funcionamento e a demanda de água. No local são realizados diversos tipos de treinamentos que envolvem combate ao fogo, entre eles: brigadistas, bombeiros e polícia militar. O estudo foi desenvolvido em meio a pandemia de Covid-19, portanto alguns treinamentos foram transformados em híbridos (*online* e presencial). Os treinamentos práticos de combate a incêndios são realizados na área externa.

Na entrevista, foi verificada a existência de dois hidrômetros no local, um que fazia a medição da água utilizada na Unidade 2 (banheiros, copa, cozinha, lavanderia) e outro que fazia a medição da área externa. A área externa é composta por dois hidrantes que, além de atender os treinamentos, são usados para abastecer o caminhão de combate a incêndios da Unidade 2. Neste estudo foi considerado apenas o hidrômetro que abastecia a área externa usada nos treinamentos, ou seja, toda a demanda de água poderia ser substituída pela água pluvial, pois são usos não potáveis.

3.3. Dimensionamento do sistema de coleta de água pluvial

Para os dimensionamentos da cisterna, condutores e todos os equipamentos necessários para o sistema de coleta de águas pluviais foi utilizada a norma ABNT NBR 15527: 2019 – Aproveitamento de água de chuva de coberturas para fins não potáveis.

Para a área de captação do telhado foi utilizada a NBR 10844:1989 – Instalações prediais de águas pluviais. Foi considerada água de captação dos telhados da edificação existente para o centro de ensino e a Unidade 2.

Na NBR 15527 (ABNT, 2019) não consta um método específico de cálculo para o volume do reservatório. A norma apenas ressalta que o volume do reservatório deve ser dimensionado levando em consideração a área de captação, regime pluviométrico e a demanda não potável a ser atendida. A mesma norma cita ainda que o volume do reservatório deve ser dimensionado com base em critérios técnicos, econômicos e ambientais, levando em consideração as boas práticas de engenharia. Portanto, para cálculo do reservatório foi utilizada a NBR 15527:2007, versão anterior a de 2019. Nesta versão, havia seis métodos diferentes para cálculo do reservatório e os métodos adotados neste artigo foram: o método de Azevedo Neto, o método Prático Inglês e o método Prático Alemão. Além dos métodos citados, foi ainda utilizado o programa Netuno, versão 4, disponibilizado gratuitamente pelo laboratório de eficiência energética em edificações (LabEEE) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

Segundo a NBR 15527 (ABNT, 2019), o volume disponível de água pluvial para captação pode ser estimado conforme a Equação 1.

$$V_{disp} = P \times A \times C \times \eta \quad (1)$$

Onde:

V_{disp} é o volume mensal, anual ou diário disponível (litros);

P é a precipitação média mensal, anual ou diária (milímetros);

A é a área da coleta (m^2);

C é o coeficiente de escoamento superficial da cobertura (adimensional);

η é a eficiência do sistema de captação, recomendado uso de 0,85 (adimensional).

Para o cálculo do reservatório pelo método de Azevedo Neto, foi utilizada a Equação 2 (ABNT, 2007).

$$V = 0,042 \times P \times A \times T \quad (2)$$

Onde:

V é o volume de água do reservatório (litros);

P é a precipitação média anual (milímetros);

A é a área da coleta (m^2);

T é o valor numérico de meses de pouca chuva ou seca (adimensional).

A norma não especifica nenhum parâmetro para determinação do número de meses de pouca chuva ou seca. Rupp, Munarim e Ghisi (2011) sugerem o uso do número de meses que possuem uma precipitação igual ou inferior a 80% da média mensal. Bezerra *et al.* (2010) sugerem utilizar apenas um mês de seca no período de um ano quando estudaram o município de Curitiba (distante 130km de Joinville), visto que na região sul do Brasil as chuvas são bem distribuídas durante o ano (ANA, 2019). Neste artigo foi considerado de ambas as formas, ou seja, um mês de pouca chuva conforme Bezerra *et al.* (2010) e o número de meses que tiverem precipitação igual ou inferior a 80% da média mensal conforme Rupp, Munarim e Ghisi (2011).

Para o cálculo do reservatório conforme o método Prático Inglês, foi utilizada a Equação (3).

$$V = 0,05 \times P \times A \quad (3)$$

Onde:

V é o volume de água do reservatório (litros);

P é a precipitação média anual (milímetros);

A é a área da coleta (m^2).

Para o cálculo do reservatório conforme o método Prático Alemão, foi adotado o menor valor entre: 6% do volume anual de consumo ou 6% do volume anual de precipitação aproveitável. A Equação 4 evidencia a condição (ABNT, 2019).

$$V_{adotado} = \min(V, D) \times 0,06 \quad (4)$$

Onde:

$V_{adotado}$ é o volume de água do reservatório (litros);

V é o volume aproveitável de água pluvial anual (milímetros);

D é a demanda anual de água não potável (litros).

Para o cálculo do reservatório utilizando o programa Netuno, alguns dados de entrada são solicitados, como: dados de precipitação diária, área de captação, demanda total de água, número de moradores, percentual da demanda a ser substituído por água pluvial e coeficiente de escoamento superficial.

Os dados de precipitação diária da cidade de Joinville foram obtidos por meio do Comitê Cubatão Cachoeira Joinville (CCJ) que forneceu os dados no período de Janeiro de 2005 a Maio de 2022. A área de captação do telhado foi calculada de acordo com o projeto arquitetônico da edificação. A demanda de água foi obtida pela leitura do hidrômetro fornecida pela concessionária local. Em relação ao número de moradores, como não se trata de uma residência, foi considerado um morador apenas, para que não alterasse a demanda total de água.

O programa permite fazer várias simulações em relação a demanda a ser substituída por água pluvial. Neste caso foi considerado 100%, pois na área de treinamentos, o uso é exclusivamente não potável. Como coeficiente de escoamento superficial do telhado foi utilizado o valor 0,95, considerando telha metálica (conforme verificado no local). Esse valor corrobora com os estudos de Ribeiro e Marinowski (2020) que fizeram uma análise sobre os materiais de cobertura utilizados em sistemas de aproveitamento de águas pluviais.

3.4. Orçamento

Após dimensionamento, foi feito um orçamento simplificado para implementação do sistema com base nas tabelas de composição de custos do Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices – SINAPI. Foram considerados no orçamento o reaproveitamento das calhas, condutores verticais e horizontais existentes.

4. Resultados

4.1. Demanda de água

A leitura dos dois últimos anos do hidrômetro da área externa foi fornecida pela concessionária local, Companhia Águas de Joinville (CAJ). Essas leituras encontram-se na Tabela 1 e assim, obteve-se a média de consumo mensal de 55,12 m^3 , usada como demanda média mensal de água não potável.

Mês	Data da leitura	Consumo faturado (m^3)	Mês	Data da leitura	Consumo faturado (m^3)
Dez/21	07/12/2021 08:22	59	Nov/20	20/11/2020 10:07	252
Nov/21	08/11/2021 08:51	94	Out/20	21/10/2020 10:25	86
Out/21	08/10/2021 09:00	5	Set/20	21/09/2020 10:35	65
Set/21	08/09/2021 09:46	7	Ago/20	20/08/2020 11:48	39
Ago/21	06/08/2021 09:29	10	Jul/20	21/07/2020 10:43	10
Jul/21	07/07/2021 09:24	10	Jun/20	22/06/2020 14:54	32
Jun/21	07/06/2021 10:16	10	Mai/20	21/05/2020 09:54	10
Mai/21	07/05/2021 09:44	10	Abril/20	23/04/2020 08:42	13
Abril/21	07/04/2021 09:42	10	Março/20	21/03/2020 08:58	47
Março/21	23/03/2021 10:12	15	Fev/20	19/02/2020 09:36	113
Fev/21	19/02/2021 11:30	89	Jan/20	20/01/2020 10:36	10
Jan/21	19/01/2021 13:53	87	Dez/19	21/12/2019 10:20	215
Dez/20	20/12/2020 10:07	80	Média de consumo		55,12 m^3

Tabela 1 – Leitura mensal do hidrômetro entre Dez 2019 e Dez 2021

4.2. Área de captação e volume disponível de água pluvial

A área de captação dos telhados foi calculada por meio do projeto arquitetônico da edificação e totalizou 209,16 m², conforme NBR 10844 (ABNT, 1989).

A precipitação média anual de chuvas no município de Joinville foi obtida por meio de estudos de Gotardo *et al.* (2018). Gotardo *et al.* (2018) analisaram a variação espaço-temporal no estado de Santa Catarina utilizando dados mensais de pluviometria durante 40 anos. Nesse estudo, o Estado de Santa Catarina foi dividido em oito mesorregiões, estando Joinville situada na região nordeste. A precipitação média anual para a região nordeste (1975-2014) foi de 1.813,8 mm (Gotardo *et al.*, 2018). Esse valor foi utilizado no cálculo do volume disponível de água pluvial para captação e no cálculo do reservatório pelos métodos de Azevedo Neto, Prático Inglês e Prático Alemão.

O volume anual disponível de água pluvial para captação foi calculado conforme Equação 1 e obteve-se o volume de aproximadamente 306,3 m³/ano.

4.3. Volume do reservatório

Para determinação dos meses de pouca chuva ou seca, foi obtida, por meio do site *Hidroweb* da Agência Nacional de Águas (ANA, 2021), a leitura mensal para a estação pluviométrica de código 2648014, nos últimos 10 anos em Joinville. Assim, calculou-se a média, conforme mostra a Tabela 2.

Anos / Meses	Altura Pluviométrica (mm)											Média mensal (mm)	
	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012	2011	2010		
Janeiro	252,0	237,5	371,3	412,1	142,6	185,8	269,4	128,7	217,7	783,3	417,7	310,7	
Fevereiro	427,4	334,8	152,0	271,1	248,6	289,8	52,5	267,6	145,0	403,4	188,6	252,8	
Março	48,6	307,9	81,3	282,1	128,3	197,5	212,3	196,8	40,7	388,2	418,1	209,3	
Abril	21,0	150,0	127,3	150,7	172,6	158,3	48,3	101,9	232,2	72,3	365,1	145,4	
Mai	42,0	353,0	170,0	364,9	143,2	144,0	92,3	130,9	96,2	39,2	146,4	156,6	
Junho	113,0	78,0	33,0	74,0	70,0	42,3	332,1	212,1	236,0	96,7	151,5	130,8	
Julho	77,6	20,0	40,4	18,4	48,5	105,5	32,1	113,4	193,0	131,8	183,9	87,7	
Agosto	95,0	34,0	44,0	64,5	159,0	2,5	114,0	127,8	27,6	277,2	88,2	94,0	
Setembro	96,4	183,6	115,4	169,5	25,7	235,3	101,3	188,3	77,1	304,9	46,1	140,3	
Outubro	70,0	125,0	287,2	146,9	231,5	359,5	37,0	78,4	165,1	179,4	192,1	170,2	
Novembro	127,7	238,5	82,9	140,9	92,6	288,0	62,8	116,6	132,9	117,1	207,4	146,1	
Dezembro	321,7	115,0	179,0	248,0	143,8	347,1	199,7	140,0	171,2	192,2	232,1	208,2	
												Média anual	171,0

Tabela 2 – Precipitação mensal em Joinville para o período de 2010-2020.

Conforme Rupp, Munarim e Ghisi (2011), três meses foram considerados de pouca chuva ou seca (junho, julho e agosto), pois ficaram abaixo de 80% da média anual. Assim, o volume do reservatório encontrado pelo método de Azevedo Neto (Equação 2) foi de 47,80 m³, utilizando 3 meses secos. O volume do reservatório ficou em 15,93 m³, pelo mesmo método considerando apenas um mês de pouca chuva, conforme Bezerra *et al.* (2010).

Ao calcular do volume do reservatório pelo método Prático Inglês (Equação 3), o resultado obtido foi 18,97 m³.

O cálculo do volume do reservatório pelo método Prático Alemão foi a escolha entre o menor valor da demanda anual de água não potável ou do volume aproveitável de água pluvial anual. Para o cálculo da demanda anual de água não potável, foi considerada a média mensal de 55,12 m³ multiplicada por doze meses, resultando em 661.440 litros. O volume aproveitável de água pluvial anual foi obtido conforme Equação 1, resultando em 306.344,83 litros. Assim, conforme a Equação 4, obteve-se o volume do reservatório de 18,38 m³.

Para cálculo do reservatório usando o programa Netuno, versão 4, são solicitados alguns dados de entrada. Foi solicitado o descarte de 2mm iniciais e a demanda total de água foi calculada dividindo a demanda média mensal por 30 dias, resultando em 1840 litros. Também foi selecionada a opção para que o programa indicasse o volume ideal para o reservatório inferior e foi considerado um reservatório superior com volume igual à demanda média diária de água pluvial. A Figura 2 mostra a interface do programa Netuno com os dados de entrada considerados.

Netuno 4
Simulação Ajuda Citação Validação Sobre

Carregar simulação previamente salva

Carregar dados de precipitação: precJvile_jan_200
Número de registros: 6361
Data inicial (dd/MM/yyyy): 01/01/2005
Descarte escoamento inicial (mm): 2

Área de captação (m²): 209,16
Demanda total de água (litros per capita/dia): 1840 Variável...
Número de moradores: 1 Variável...
Percentual da demanda total a ser substituída por água pluvial: 100%
Coeficiente de escoamento superficial: Outro valor 0,95
Observações:

Reservatório superior

Reservatório inferior
 Simulação para reservatório com volume conhecido
 Simulação para reservatórios com diversos volumes

Intervalo da simulação
Volume máximo (litros): 50000
Intervalo entre volumes (litros): 1000
 Indicar volume ideal para o reservatório inferior
Diferença entre potenciais de economia de água potável por meio do aproveitamento de água pluvial (%/m²): 0,5

Reservatório superior

Reservatório superior
 Volume igual à demanda diária média de água pluvial
 Entrar com volume desejado
 Não utilizar reservatório superior

Volume do reservatório superior (litros)
1840
 Volume no reservatório superior abaixo do qual há recalque (litros)
920
 Percentual do volume do reservatório superior abaixo do qual há recalque
50

Simular
Salvar simulação atual Limpar campos
Análise Econômica
Concluir

Figura 2 – Dados de entrada na interface do programa Netuno versão 4.

Após solicitar a simulação, obteve-se o volume do reservatório ideal de 18m³. A Figura 3 mostra o potencial de economia de água potável em função das várias possibilidades de reservatório inferior e no ponto em preto está sinalizado o reservatório ideal de 18m³. Para o reservatório de 18m³, o potencial de economia de água potável é de 59,20%.

O programa oferece informações adicionais para cada simulação. Em função do volume do reservatório escolhido como ideal (18m³), obtém-se que o reservatório atende a demanda de água pluvial completamente em 52,79% dos dias e parcialmente em 12,75% dos dias. O volume extravasado será de 186,6 litros/dia e o consumo de água pluvial é de 1089 litros/dia.

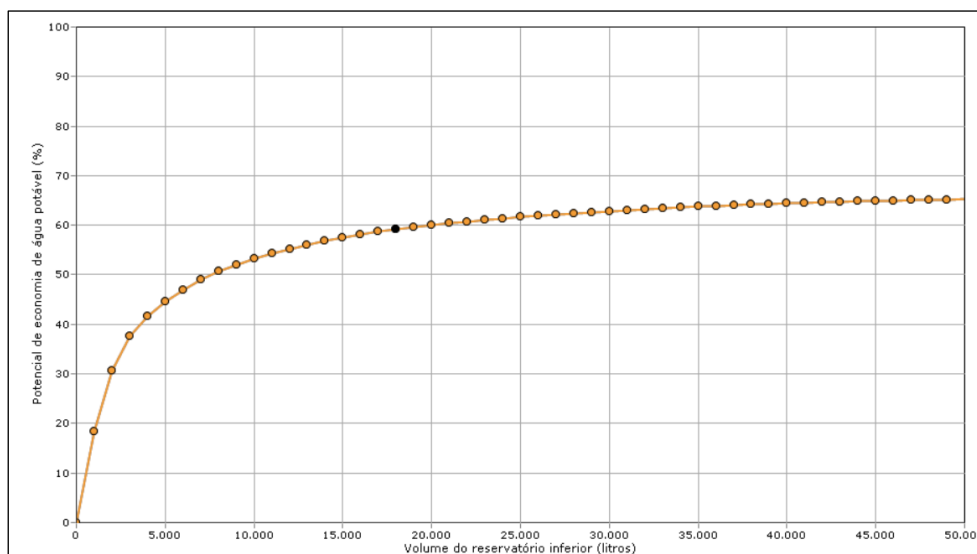


Figura 3 – Potencial de economia de água potável em função dos vários volumes de reservatório inferior

A Tabela 3 mostra um resumo dos resultados encontrados por meio dos métodos utilizados.

Método	Volume (m ³)	Autor (es)
Azevedo Neto	47,80	Rupp; Munarim; Ghisi (2011)
	15,93	Bezerra <i>et al.</i> (2010)
Método Prático Inglês	18,97	NBR 15527 (2017)
Método Prático Alemão	18,38	NBR 15527 (2017)
Programa Netuno	18,00	Ghisi; Cordova (2014)

Tabela 3 – Comparativo do volume dos reservatórios de água pluvial obtidos por meio dos quatro métodos considerados

4.4. Orçamento

Para funcionamento do sistema de aproveitamento de águas pluviais, a água pluvial dos telhados será conduzida pelas calhas e tubulações existentes até interligar ao reservatório inferior. Antes de chegar a esse reservatório, a água pluvial precisa passar por um filtro para a remoção de partículas maiores e por um sistema de descarte dos primeiros milímetros de chuva. Esse descarte é recomendado pela NBR 15527 (ABNT, 2019) que orienta o descarte para melhoria da qualidade da água e diminuição dos sólidos dissolvidos e suspensos. No orçamento, considerou-se também a entrada de água potável no reservatório, pois, caso a água da chuva seja insuficiente (período seco), será abastecido com água potável para atender a demanda.

Para efeito de orçamento, foi considerado um reservatório de 20 m³, enterrado. Assim, foi necessário também especificar um conjunto de motobombas para enviar essa água para um reservatório superior de 2000 litros.

A Tabela 4 apresenta o orçamento estimativo sintetizado para a implantação do sistema de captação de águas pluviais, considerando o reservatório em concreto armado, enterrado com 20 m³ (3m x 4m x 1,70m). Foi considerado o aproveitamento das calhas existentes e condutores verticais. Os preços foram obtidos com base nas tabelas do SINAPI (ref. outubro 2021) e fornecedores específicos para bombas e filtros.

Item	Descrição	Unidade	Quantidade	Preço Unitário (R\$)	Preço Total (R\$)
1.	Escavação	m ³	27	46,42	1.253,34
2.	Forma de madeira com chapa compensada	m ²	46,4	47,85	2.220,24
3.	Aço CA 50 e 60	kg	840	12,45	10.458,00
4.	Concreto usinado fck 30 Mpa	m ³	9,3	522,25	4.856,93
5.	Impermeabilização	m ²	46,4	47,98	2.226,27
6.	Instalações hidráulicas (material e mão-de- obra)	verba	1	5.500,00	5.500,00
7.	Reservatório superior 2000 litros	pç	1	1.100,00	1.100,00
8.	Bombas centrífuga monoestágio 1cv	pç	2	1.500,00	3.000,00
9.	Filtro industrial e acessórios	pç	1	23.152,09	23.152,09
10.	Bomba dosadora de cloro	pç	1	1.500,00	1.500,00
11.	Instalações elétricas (material e mão-de- obra)	verba	1	5.000,00	5.000,00
12.	Abrigo para bombas	m ²	3	350,00	1.050,00
				TOTAL	61.316,87

Tabela 4 – Orçamento sintetizado considerando reservatório inferior de 20m³

Separando os custos para construção do reservatório de 20m³, itens 1 a 5, obtém-se o valor de R\$ 21.014,78 o que corrobora com o encontrado por Tomaz (2009). Tomaz (2009) publicou o custo médio para um reservatório enterrado de 50m³ seria de US\$ 178,00/m³. Em relação ao dólar R\$5,71 (ref. Janeiro/2022), para um reservatório de 20 m³ o valor seria R\$ 20.327,60.

5. Conclusões

Este artigo teve por objetivo analisar a utilização de água pluvial por meio do dimensionamento do reservatório inferior e orçamento do sistema em um Centro de Treinamento para bombeiros no município de Joinville-SC. Observa-se no local grande demanda de água que poderia ser substituída pela água pluvial como forma de conservação deste recurso. A pesquisa foi feita durante a pandemia de Covid-19, portanto alguns valores de demanda de água podem não refletir a realidade.

Ao calcular o volume do reservatório por diversos métodos, verificou-se diferenças. O maior volume para reservatório encontrado foi de 47,80 m³ e o menor valor 15,93 m³, ambos pelo método de Azevedo Neto. Isso pode ser devido à falta de definição dos meses de pouca chuva ou seca, que acaba dependendo de estudos de outros autores e pode comprometer a confiabilidade do método. Nos demais métodos observa-se certa homogeneidade de resultados, pois todos resultaram em aproximadamente 18m³.

Após o cálculo do reservatório inferior, foi estimado o custo para a instalação do sistema considerando um reservatório em concreto armado enterrado de 20m³. Para instalação do sistema será necessário o investimento de R\$ 61.316,87, considerando o aproveitamento das calhas e condutores verticais existentes. Por meio do orçamento estimativo, verifica-se que o volume do reservatório inferior influencia diretamente nos custos finais da instalação. Observa-se também que a dimensão da edificação (área de coleta), a demanda de água não potável e a precipitação influenciam diretamente no tamanho do reservatório. A área de captação dos telhados da unidade e do Centro de Treinamento de Bombeiro é pequena considerando a elevada demanda mensal. Sugere-se para estudos futuros a análise da viabilidade técnica e estudos financeiros considerando a tarifa de água e coleta de esgoto.

Referências Bibliográficas

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15527** Aproveitamento da água de chuva de coberturas para fins não potáveis - Requisitos. Rio de Janeiro, 2019.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15527** Água da chuva - Aproveitamento de coberturas em áreas urbanas para fins não potáveis - Requisitos. Rio de Janeiro, 2007.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10844** Instalações prediais de águas pluviais – Procedimento. Rio de Janeiro, 1989.

ANA - Agência Nacional do Águas e Saneamento Básico. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2019**: informe anual. Brasília: ANA, 2019. Disponível em: http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/conjuntura_informe_anual_2019-versao_web-0212-1.pdf. Acesso em: 09 nov. 2021.

ANA - Agência Nacional do Águas e Saneamento Básico. **Séries Históricas de estações**, 2021. Disponível em: <https://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas>. Acesso em: 15 dez. 2021.

BEZERRA, S. M. DA CRUZ; CHRISTAN, P. DE, TEIXEIRA, C. A.; FARAHBAKHS, K. Dimensionamento de reservatório para aproveitamento de água de chuva: comparação entre métodos da ABNT NBR 15527: 2007 e Decreto Municipal 293/2006 de Curitiba, PR. **Ambiente Construído**, v. 10, p. 219-231, 2010.

BRENTANO, T. **Instalações hidráulicas de combate a incêndios nas edificações**. 3ª ed. Porto Alegre: EDIPUCRS, 2007

CÁCERES P. S.; RAMOS S. R.; SANT'ANA D. R. Potencial de redução da exploração dos recursos hídricos locais pelo aproveitamento de água pluvial em residências no Distrito Federal. **Paranoá: Cadernos de Arquitetura e Urbanismo**, v. 23, p. 11-19, 2019. Disponível em: <https://periodicos.unb.br/index.php/paranoa/article/view/23586/22755>. Acesso em: 10 nov. 2021.

CBMSC – Corpo de Bombeiros Militar de Santa Catarina. **Instrução Normativa 007** – Sistema Hidráulico Preventivo, 2022. Disponível em: <https://documentoscblmsc.cbm.sc.gov.br/uploads/6852fbf3ec99cc4e923858ba2ff23a05.pdf>. Acesso em: 28 mar. 2023.

CRUZ, Filipe Guimarães; ALMEIDA, Danilo Guimarães. Aproveitamento de Água Da Chuva Para Uso Em Instalações de Combate a Incêndio E Aparelhos Sanitários Em Um Centro de Convenções. **In: Rainwater Harvesting for Use in Fire Fighting System and Sanitary Devices at a Convention Center**. 2020.

GABE, Larissa; ZUFFO, Mateus; EDLER, Marco Antonio Ribeiro. Aplicação de Água Pluvial No Sistema de Combate a Incêndio Com Sprinklers. **In: XXIII Seminário Interinstitucional de Ensino, Pesquisa E Extensão**. Cruz Alta/RS, Brazil: Unicruz. 2018.

GARCIA-CHEVESICH, P.; PIZARRO, R; VALDES-PINEDA, R.; NEARY, D. Using rainwater harvesting techniques for firefighting in forest plantations. **Journal of Tropical Forest Science**, v. 27, n. 1, p. 1-2, 2015.

GHISI, Eneidir; CORDOVA, Marcelo Marcel. **Netuno 4** – Manual do usuário. Laboratório de Eficiência Energética em Edificações (LabEEE). Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC, 2014. Disponível em: https://labeee.ufsc.br/sites/default/files/Manual-Netuno-4_Junho2014.pdf. Acesso em: 28 mar. 2023.

GOTARDO, R.; PIAZZA, G. A.; TORRES, E.; SEVERO, D. L.; KAUFMAN, V. Distribuição espacial e temporal das chuvas no estado de Santa Catarina. **Geosul**, v. 33, n. 67, p. 253-276, 2018.

GU, Dong-Wook; SHIN, Ho-Joon; BAEK, Min-Ho. A Study on the Use of Rainwater as Water for Fire-Fighting. **Journal of the Korean Society of Hazard Mitigation**, v. 12, n. 5, p. 151-158, 2012.

HAGEMANN, S. E. **Avaliação da qualidade da água da chuva e da viabilidade de sua captação e uso**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria – RS, 2009.

HAQUE, S. Assimilating urban rainwater harvesting as fire extinguisher: A study in Dhaka city. **ULAB Journal of Science and Engineering**, v. 10, n. 1, p. 3-10, 2019.

LIMA, A. C. O., RESSUREIÇÃO, K. R. F. Edificações com sistema de águas pluviais: Um estudo de caso. **Revista Científica Multidisciplinar Núcleo do Conhecimento**. Ano 03, ed. 11, v. 06, p. 134 -153, 2018.

MAINIER, F. B.; CORREIA NETO, S. J.; MONTEIRO, L. P.C. O reuso de água em Centro de Treinamento de combate a incêndios. **Engevista**, v. 13, n. 3., p. 167-176, 2011.

MARTINS VAZ, Igor Catão; GHISI, EneDir; SOUZA, João Carlos. Potential Use of Rainwater as a Tool for Fire Stations and Firefighting. **Available at SSRN 4377303**. 2023

OLIVEIRA, T.; CHRISTMANN, S. S.; PIEREZAN, J. B. Aproveitamento, captação e (re)uso das águas pluviais na arquitetura. **Revista GEDECON-Gestão e Desenvolvimento em Contexto**, v. 2, n. 2, p. 01-15, 2014.

RIBEIRO, Ana Kelly Marinoski; MARINOSKI, Deivis Luis. Estudo sobre materiais para coberturas utilizadas em sistemas de aproveitamento de água pluvial residenciais. **Mix sustentável**, v. 6, n. 2, p. 53-66, 2020.

RUPP, R. F.; MUNARIM, U.; GHISI, E. Comparação de métodos para dimensionamento de reservatórios de água pluvial. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v.11, n.4, p. 47-64, 2011.

SEITO, A. I.; GILL, A. A.; PANNONI, F. D.; ONO, R.; SILVA, S. B. D.; DEL CARLO, U.; SILVA, V. P. **A Segurança contra incêndio no Brasil**. São Paulo: Projeto Editora, 2008. 496 p.

SIQUEIRA, Rogério Alves. Aproveitamento de águas pluviais no combate a incêndios, como ferramenta de gestão ambiental no 3º grupamento de bombeiros de Pernambuco. **Revista Ibero-Americana de Humanidades, Ciências e Educação**, v. 7, n. 8, p. 97-111, 2021.

TOMAZ, P. **Aproveitamento de água de chuva em áreas urbanas para fins não potáveis**. Comercial Editora Hermano & Bugelli Ltda, 2009.

CONCEPÇÃO DE SISTEMA DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS PARA UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE EM SUMÉ -PB.

1Giselly Batista Landim Dantas, 2Salomão de Sousa Medeiros, 3Julia Mendes de Lima,
4Andrêza Leite de Araújo

1Universidade Federal de Campina Grande, e-mail: giselly.batista@estudante.ufcg.edu.br; 2Instituto Federal da Paraíba, e-mail: salomao@gmail.com; 3Universidade Federal de Campina Grande, e-mail: julia.lima@estudante.ufcg.edu.br; 4Universidade Federal de Campina Grande, e-mail: alaraujocivil@gmail.com

Palavras-chave: Esgoto doméstico; Reúso; Tratamento de esgoto.

Resumo

No contexto do Semiárido brasileiro, a escassez de água tem se agravado devido ao aumento da demanda e da frequência de secas, o que coloca a população em risco de insegurança hídrica. Uma alternativa viável para aliviar a pressão sobre os sistemas de abastecimento de água urbanos e rurais é o tratamento de efluentes para reúso, visando economizar água potável e promover a sustentabilidade dos recursos hídricos. Neste estudo, foi realizada a concepção de um sistema de tratamento de águas residuais geradas na Universidade Federal de Campina Grande, em Sumé - PB, com o objetivo de reutilizá-las para usos não potáveis. Realizamos avaliações qualitativas e quantitativas dos efluentes gerados no campus, estimando o balanço hídrico entre a oferta e a demanda de água. Identificamos que um sistema composto por um reator UASB apresentou uma eficiência de remoção de DBO de aproximadamente 92,7%, tornando-se adequado para tratar os efluentes do campus, que poderão ser reutilizados em atividades menos restritivas.

Introdução

De acordo com Cunha et al. (2011), a água é um elemento fundamental para a sobrevivência humana e para o futuro do planeta, porém não é inesgotável. Diversos fatores têm exigido uma atenção maior em relação às necessidades de uso da água, como o crescimento populacional e as atividades humanas, que acabam degradando os recursos hídricos e comprometendo a qualidade e a quantidade de água para os diversos usos.

O Semiárido brasileiro enfrenta uma enorme escassez hídrica, que se agrava com o aumento da demanda de água e da frequência de secas, o que aumenta o risco de insegurança hídrica para a população local (Brito et al., 2022).

Para aliviar a pressão sobre os sistemas de abastecimento de água urbano e rural, uma alternativa viável é o tratamento de efluentes para reúso, que pode gerar economia de água potável e promover a sustentabilidade dos sistemas de gestão de recursos hídricos, conforme as necessidades específicas (Mancuso, 2003; Dias et al., 2021).

A Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) tem um papel importante na promoção dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), especialmente no que se refere ao objetivo número 6, que visa garantir a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todos. Ao promover a gestão integrada e sustentável dos recursos hídricos e o acesso ao saneamento básico, a ANA contribui diretamente para o alcance do ODS 6 e, por consequência, para o desenvolvimento sustentável do país.

Neste contexto, o objetivo deste trabalho é desenvolver um sistema de tratamento de águas residuais geradas na Universidade Federal de Campina Grande, campus de Sumé, a fim de reusar na descarga de vasos sanitários das residências universitárias.

A implantação desse projeto garantirá a proteção e conservação do aquífero subterrâneo na região do Cariri, maximizando os esforços para preservar os recursos hídricos. Isso trará benefícios indiretos para a empresa envolvida, pois ela cumprirá com sua responsabilidade social em relação ao desenvolvimento sustentável. Além disso, haverá uma redução direta e evidente no consumo de água de alta qualidade para diversas atividades, resultando em uma diminuição nas despesas da Universidade, e ainda irá cumprir com o ODS de número 6.

Material e Métodos

A área que em estudo localiza-se no município de Sumé, região do cariri Ocidental, estado da Paraíba, o município abrange uma área de 833.3 km², possui coordenadas 7° 40' 19" S 36° 52' 48" O, conforme apresentada na Figura 1, e é uma região de clima semiárido quente, pluviosidade média anual de 574.7 mm, temperatura média de 23.8 °C. (SUMÉ, 2023)

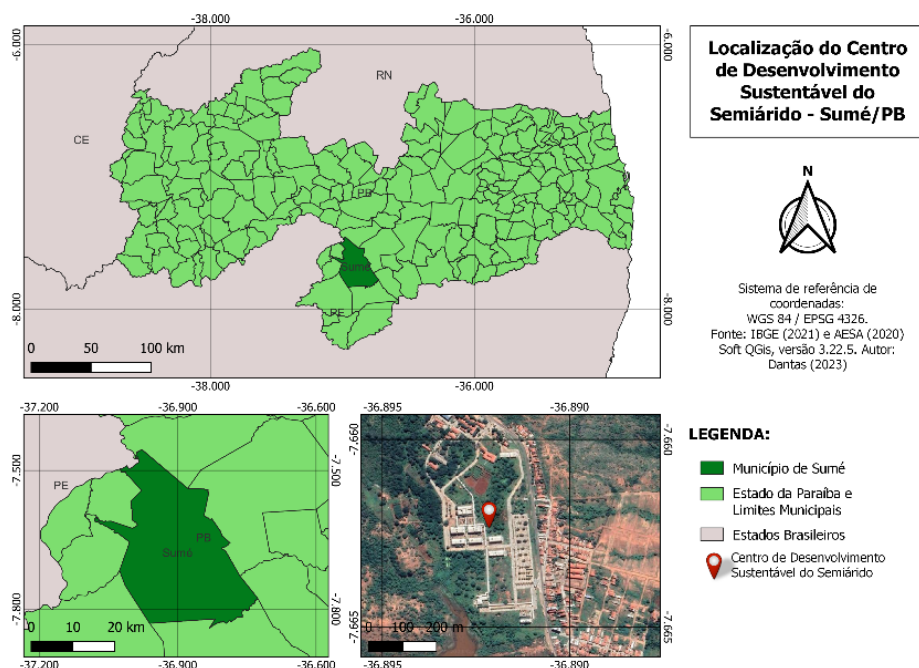


Figura 1: Localização do Campus em Sumé. Fonte: Adaptado Autora (2023).

O campus possui duas residências universitárias, uma feminina e uma masculina, cada residência contém quatorze quartos, cada quarto com um banheiro e capacidade de quatro alunos. Se tem uma capacidade total de 112 alunos e 28 banheiros. Diariamente o número de alunos que utilizam as residências é a metade da capacidade, 56 alunos. Conforme as informações recebidas, durante as visitas técnicas realizadas *in loco*, o tipo de fonte de abastecimento de água no campus provém da concessionária local de abastecimento de água, a CAGEPA.

O consumo de água em estabelecimentos pode ser estimado a partir de informações disponíveis na literatura. É possível obter os valores típicos de consumos de água em função da tipologia predial, conforme Tabela 1.

Prédio	Consumo Diário	Referências
Alojamento	150 L por residente	Von Sperling (2014)
Vaso sanitário	480 L/ dia por bacia	Tomaz, Plínio, 2000

Tabela 1: Consumo de água nas instalações Fonte: Tomaz, Plínio (2000); Von Sperling (2014)

De acordo com a norma ABNT (1997), NBR 13969, quando o esgoto é principalmente de origem residencial ou possui características semelhantes, após o tratamento, ele pode ser reutilizado para fins que não exigem água potável, mas que sejam sanitariamente seguros. Por exemplo, pode ser utilizado para irrigar jardins, lavar pisos e veículos automotivos, dar descarga em vasos sanitários, manter a paisagem de lagos e canais com água, e irrigar campos agrícolas e pastagens, entre outros usos.

Os parâmetros usados foram escolhidos com base na literatura. Para caracterização do efluente de forma qualitativa, de acordo Von Sperling (2014), os seguintes parâmetros são necessários: Demanda Bioquímica de Oxigênio, Demanda Química de Oxigênio, Sólidos Totais e Suspensos, Sólidos Sedimentáveis, Nitrogênio Total, pH, Cloretos, Coliformes Totais, Ovos de Helmintos e Coliformes Termotolerantes, são suficientes para qualificá-lo como efluente doméstico.

Conforme as estimativas realizadas para o volume de água servida diariamente gerado pelas residências, a oferta é de 90,72m³ e a demanda de 6,72 m³.

O sistema de tratamento será composto por um reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB), filtro biológico, desinfecção e armazenamento em reservatório de água para reuso que antecede o sistema hidráulico para distribuição de água para descarga de vasos sanitários.

O reator UASB demonstra uma boa capacidade de remover a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), além de exigir uma área de implantação reduzida, baixos custos operacionais, consumo de energia reduzido e baixa produção de lodo. O filtro biológico é projetado para permitir o crescimento de microrganismos em uma área de superfície ampla e utiliza uma tecnologia simples. Além disso, o processo de desinfecção empregado no filtro ajudará a reduzir a presença de organismos patogênicos no efluente. Para realizar a desinfecção, será utilizado um clorador em pastilhas, que agirá contra os organismos patogênicos, minimizando também eventuais odores indesejados. No sistema de reuso proposto, o efluente tratado será direcionado para o reservatório de armazenamento.

Resultados e Discussão

Os cálculos de vazões foram realizados através da Equação 1 juntamente com os dados da Tabela 1 considerando a capacidade diária das residências a metade da capacidade total.

$$Qd_{méd} = \frac{(Pd \cdot QPC \cdot 1m^3)}{1000 L} = \frac{m^3}{dia} \quad (1)$$

Em que:

$Qd_{méd}$: vazão média (m³/dia)

Pd: população diária (habitantes)

CPC: consumo per capita (L/dia)

Alojamento:

$$Qd_{méd} = \frac{(Pd \cdot QPC \cdot 1m^3)}{1000 Litros} \quad (2)$$

$$Qd_{méd} = \frac{56 \text{ alunos} \cdot \frac{150L}{aluno} \cdot 1m^3}{1000 Litros} = 84 \frac{m^3}{dia}$$

Vaso sanitário:

$$Qd_{méd} = \frac{0,48 m^3}{dia} \text{ por bacia} \cdot 14 \text{ bacias sanitarias} = 6,72 \frac{m^3}{dia} \quad (3)$$

Prédio	Vazão Média Ofertada (m ³ /dia)
Alojamento	84
Vaso sanitário	6,72
Total	90,72

Tabela 2. – Vazão média de esgoto ofertada. Fonte: Autora (2023)

O reúso se dará apenas para descarga de vasos sanitários.

$$Qd_{méd} = \frac{0,48 m^3}{dia} \text{ por bacia} \cdot 14 \text{ bacias sanitarias} = 6,72 \frac{m^3}{dia} \quad (4)$$

Prédio	Vazão Média Ofertada (m ³ /dia)
Vaso sanitário	6,72

Tabela 3. – Vazão média de esgoto demandada. Fonte: Autora (2023)

A demanda será apenas para descarga de vasos sanitários, correspondendo um valor 6,72 m³/dia. Logo, temos um balanço hídrico positivo, uma vez que a oferta é de 90,72 m³/dia e a demanda é de 6,72 m³/dia.

Após a avaliação detalhada do efluente, foi selecionada a melhor opção de tratamento que garanta a qualidade adequada para os usos desejados no sistema de reúso, dentre as várias opções de tratamento de efluentes disponíveis, optou-se pela tecnologia do reator UASB, seguido pelo filtro biológico e desinfecção. Essa escolha foi feita devido ao fato de que esse sistema, embora necessite de um tratamento adicional, demonstra uma boa remoção de DBO, requer uma área de implantação reduzida, possui custos operacionais baixos, consome pouca energia e gera pouca quantidade de lodo.

Iniciando pelo UASB, temos uma entrada de DBO, no sistema de tratamento de águas residuárias, de 350mg/L de DBO. A eficiência será dada pela fórmula de eficiência em UASB:

$$EDBO = 100 (1 - 0,70 \theta h^{-0,50}) \quad (5)$$

Em que:

EDBO: eficiência de remoção de DBO no UASB (%)

θh : tempo de detenção hidráulica (horas), será de 6 horas.

Então:

$$EDBO = 100 (1 - 0,70 \cdot (6h)^{-0,50}) = 71,4\% \quad (6)$$

Logo a DBO removida do UASB será de:

$$EDBO = 350 \frac{mg}{L} \cdot 0,714 = 249,9 \frac{mg}{L} \quad (7)$$

Então a DBO de saída do UASB será:

$$DBO \text{ saída} = DBOe - DBOr \quad (8)$$

Em que:

DBO saída: DBO que irá sair do UASB (mg/L)

DBOe: DBO de entrada no UASB (mg/L)

DBOr: DBO removida no UASB (mg/L)

Então:

$$DBO \text{ saída} = 350 \frac{mg}{L} - 249,9 \frac{mg}{L} = 100,1 \frac{mg}{L} \quad (9)$$

A DBO de saída do UASB será a DBO de entrada no filtro biológico. Para calcular a eficiência no filtro biológico usa-se a fórmula:

$$EDBO = 100 (1 - (0,87 \theta h^{-0,50})) \quad (10)$$

Em que:

EDBO: eficiência de remoção de DBO no Filtro Biológico (%)

θh : tempo de detenção hidráulica (horas)

$$EDBO = 100 (1 - (0,87 (12)^{-0,50})) = 74,8\% \quad (11)$$

Como possuímos uma vazão de entrada equivalente a 90.72 m³/dia ou 90.720 L/dia se enquadra na faixa de vazão acima de 9000 L/dia, conforme Figura 2, a temperatura média da região no mês mais frio é maior do que 25°C, então o TDH será de 0,50 dias ou 12 horas.

Vazão L/dia	Temperatura média do mês mais frio		
	Abaixo de 15°C	Entre 15 °C e 25°C	Maior que 25°C
Até 1 500	1,17	1,0	0,92
De 1 501 a 3 000	1,08	0,92	0,83
De 3 001 a 4 500	1,00	0,83	0,75
De 4 501 a 6 000	0,92	0,75	0,67
De 6 001 a 7 500	0,83	0,67	0,58
De 7 501 a 9 000	0,75	0,58	0,50
Acima de 9 000	0,75	0,50	0,50

Figura 2: Tempo de detenção hidráulica de esgotos, por faixa de vazão e temperatura do esgoto (em dias) Fonte: NBR 13969/97

Logo a DBO removida no Filtro Biológico será de:

$$EDBO = 100,1 \frac{mg}{L} \cdot 0,748 = 74,8 \frac{mg}{L} \quad (12)$$

A DBO de saída do Filtro Biológico será:

$$DBO \text{ saída} = DBOe - DBOr \quad (13)$$

Em que:

DBO saída: DBO que irá sair do Filtro Biológico (mg/L)

DBOe: DBO de entrada no Filtro Biológico (mg/L)

DBOr: DBO removida no Filtro Biológico (mg/L)

Então:

$$DBO \text{ saída} = 100,1 \frac{mg}{L} - 74,8 \frac{mg}{L} = 25,3 \frac{mg}{L} \quad (14)$$

Logo, temos uma DBO de saída do sistema equivalente a 25,3 mg/L.

A DBO afluyente no UASB é 350 mg/L e é removido 249,9 mg/L, entrando assim no Filtro Biológico o valor 100,1 mg/L, e removendo 74,8 mg/L.

E a eficiência do sistema completo se dará, pela seguinte fórmula:

$$E = \frac{S_0 - S}{S} \cdot 100 \quad (15)$$

Em que:

E: eficiência de remoção de DBO no Sistema (%)

S₀: concentração de DBO afluyente (mg/L)

S: concentração de DBO efluyente (mg/L)

$$E = \frac{350 - 25,3}{350} \cdot 100 = 92,7\% \quad (16)$$

O sistema de reúso de águas residuárias da Universidade terá uma eficiência de 92,7% na remoção de DBO. Considerada uma excelente eficiência.

A remoção de Sólidos Suspensos Totais do efluyente é dada pela fórmula:

$$SS = \frac{250}{\theta} + 100 \quad (17)$$

Em que:

SS: concentração final de sólidos suspensos totais no UASB (mg/L)

θ: tempo de detenção hidráulico (horas)

Temos:

$$SS = \frac{250}{6} + 100 = 141,6 \text{ mg/L} \quad (18)$$

Assim, foi removida uma concentração de sólidos suspensos totais (SST) de 958,4 mg/L, considerando que a concentração de entrada era de 1100 mg/L, resultando em uma eficiência de remoção de SST de aproximadamente 87%. De acordo com a literatura, espera-se que o filtro biológico remova cerca de 70% dos sólidos suspensos totais.

A tecnologia proposta mostra-se adequada para tratar o efluyente doméstico das residências, visando seu posterior reúso. Além disso, demonstrou boa eficiência no tratamento do efluyente. O efluyente será submetido a um processo de desinfecção por meio de cloração, um método químico utilizado para inativar os organismos patogênicos presentes no esgoto tratado. Por fim, o efluyente tratado será direcionado para um reservatório de água reúso, de onde será distribuído para descarga de vasos sanitários.

Considerações Finais

O balanço hídrico da Universidade é positivo, uma vez que a oferta de efluentes gerados nas instalações residenciais é de 90.72 m³/dia, enquanto a demanda é de apenas 6.72 m³/dia, equivalendo a um percentual de 7.4 % do volume total disponível. A quantidade de efluente gerado mostrou-se mais do que suficiente para o uso pretendido.

A escolha da alternativa de tratamento do efluente, que consiste em um reator UASB com uma eficiência de remoção de DBO de 71,4%, um filtro biológico com eficiência de 74,8% e o processo de desinfecção, tem se mostrado eficaz e suficiente para atender aos requisitos de qualidade desejados para o efluente tratado, visando seu reúso.

O sistema selecionado aponta uma eficiência global de remoção de matéria orgânica, medida em termos de DBO, de aproximadamente 92,7%, e uma remoção de sólidos suspensos totais em torno de 70%.

A proposta de concepção para o reúso de águas residuárias fornece informações preliminares suficientes para orientar o dimensionamento e o projeto das unidades do sistema de tratamento, assim como aspectos relacionados à sanitização, armazenamento, transporte hidráulico e destino do efluente em estudo.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, agradeço também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua, Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº. 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

Referências Bibliográficas

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 13969**: Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, 1997. 60 p.

BRITO, H. C. *et al.* (2022). “O índice de segurança hídrica do Brasil e o semiárido brasileiro: desafios e riscos futuros”. **Revista Brasileira de Cartografia**, Vol. 74, No. 1., 2022. DOI: <http://dx.doi.org/10.14393/rbcv74n1-60928>.

CUNHA, Ananda Helena Nunes et al. **O REÚSO DE ÁGUA NO BRASIL: A IMPORTÂNCIA DA REUTILIZAÇÃO DE ÁGUA NO PAÍS**. Goiânia: Centro Científico Conhecer, 2011. 7 v. (13). Disponível em: <http://www.conhecer.org.br/enciclop/2011b/ciencias_ambientais/o_reuso.pdf>. Acesso em: 10 fev. 2018.

DÍAZ, M. A. *et al.* (2021). “Metodología para la reutilización de águas grises en viviendas ubicadas en áreas de estrés hídrico y estrés hídrico extremo - Caracterización, calidad y opciones de tratamiento para su reuso en Chile”. **Informes de La Construcción**, [S.L.], Vol. 73, No. 563, p. 408, Editorial CSIC. <http://dx.doi.org/10.3989/ic.80823>.

MANCUSO, P. C. S. e SANTOS, H. F. (2003). Reuso de Água. Ed. Manole, São Paulo, Brasil. SUMÉ, Prefeitura de. **HISTÓRIA**: Sumé - pb. Sumé - PB. Disponível em: <https://www.sume.pb.gov.br/historia/#:~:text=O%20Munic%C3%ADpio%20de%20Sum%C3%A9%20tem,52%2058%E2%80%9D%20longitude%20oeste>. Acesso em: 16 maio 2023.

VON SPERLING, M. (2014). **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: UFMG. 452 p.

QUALIDADE DA ÁGUA EM RIOS E RESERVATÓRIOS: CONCEITOS, DEFINIÇÕES, TIPOS E MORFOLOGIA DE RESERVATÓRIOS

1 Cristiane Kreutz, 2 Marcilene Ferrari Barriquello Consolin, 3 Francieli Angili Ramos

1 Universidade Estadual de São Paulo (UNESP), e-mail: igce.rc.unesp.br, 2 Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), e-mail: utfpr.edu.br

Palavras chave: reservatórios, qualidade da água, morfologia

Resumo

O enquadramento dos corpos d'água é fundamental para a gestão e estudo dos Recursos Hídricos que juntamente com o Comitê de Bacia, Organização e Outorga dos Direitos, Plano Nacional de Mudança do Clima perfazem o monitoramento da qualidade da água. Essas estratégias através de um bom sistema de Informação agem conjuntamente formando o instrumento eficaz para a análise dos reservatórios bem como suas características e instalações de maneira distinta no território Nacional. A qualidade da água é dividida em classes diferentes e de acordo com o seu uso preponderante sendo classe especial a consumida pelos seres humanos e animais. As outras partes dos corpos d'água são classificadas em outras classes não consultivas que é o caso das águas salinas e salobras. Este trabalho tem como objetivo o levantamento bibliográfico sobre a *Qualidade da Água em Rios e Reservatórios* bem como definir conceitos, tipos e morfologia de reservatórios.

Introdução

O enquadramento de corpos de água faz-se de acordo com o estabelecimento das metas e qualidade da água ou classe a ser alcançado ou mantido em um segmento dos corpos de água, de acordo com os usos preponderantes pretendidos, ao longo do tempo.

(2) Com finalidade em lidar com recursos Hídricos, uma política determinada como Política Nacional de Recursos Hídricos foi instituída no certame através da Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. O conhecimento e a divulgação de seus conceitos, muitos deles inovadores, são formas de fortalecê-la e consolidá-la. A Agência Nacional de Águas (ANA), criada por meio da Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000, e instalada a partir da edição do Decreto nº 3.692, de 19 de dezembro do mesmo ano, tem sido considerada como uma das abordagens mais coesas no sentido de Bacias.

(2) Consideramos como Bacia hidrográfica a região compreendida por um território e por diversos cursos d'água. Dessa maneira, a água da chuva que cai no interior da bacia, tem parte dela escoada pela superfície e parte infiltra no solo. A água superficial escoar até um curso d'água que desemboca num rio principal - ou um sistema conectado de cursos d'água afluentes; essas águas, normalmente, são descarregadas por meio de uma única foz - ou exutório - localizada no ponto mais baixo da região. Da parte infiltrada, uma parcela escoar para os leitos dos rios, outra parcela é evaporada por meio da transpiração da vegetação e outra é armazenada no subsolo compondo os aquíferos subterrâneos.

(3) O enquadramento dos corpos de água representa o estabelecimento da meta de qualidade da água a ser alcançada, ou mantida, em um segmento de corpo de água, de acordo com os usos pretendidos, segundo a CONAMA 357/2005.

(1) É por via da quantidade de salinidade que é debatido as ações de controle de efluentes e é preciso ações de controle das fontes poluidoras pontuais, associada à intensidade de chuvas que é estabelecido a classificação do Índice de Qualidade das Águas (IQA).

(8) Classificamos como vazão um longo termo, que caracteriza o potencial hídrico superficial de uma bacia. A vazão média de um rio é a maior vazão que pode ser regularizada, possibilitando o dimensionamento de reservatórios de água destinados por exemplo ao abastecimento doméstico e ao suprimento da agricultura irrigada.

(8) Contudo, para a maioria dos rios brasileiros, seu potencial hídrico não é explorado por meio da construção de reservatórios, o que torna a vazão média um valor superestimado caracterizado à disponibilidade hídrica. Para a gestão dos recursos hídricos é importante o conhecimento das vazões mínimas dos rios principais e seus afluentes, para aplicação do instrumento de outorga, fazendo com que a administração e o usuário tenham segurança de que esta vazão está efetivamente disponível com a frequência adequada.

Metodologia e Objetivos

(3) Entre os objetivos dos recursos Hídricos estão equilíbrio entre oferta e demanda de água, de modo a assegurar as disponibilidades hídricas em quantidade, qualidade e confiabilidade adequadas aos diferentes usuários.

(3) Para a elaboração de planos de Recursos Hídricos são elaboradas estratégias visando a construção de parâmetros que levam em conta as perspectivas de desenvolvimento da região. Assim, desenvolvem-se assuntos que ultrapassam os limites da política de recursos hídricos. Existe também um pressuposto sobre a existência de um conjunto de ações não diretamente de responsabilidade do sistema de recursos hídricos, mas que implica sobre quantidade e qualidade das águas, tais como: tratamento de esgotos, reflorestamento, proteção de nascentes, controle de erosão e poluição, preservação de áreas de recarga de aquíferos, obras de infraestrutura hídrica, etc.

(1) As contribuições, para a manutenção do IQA, faz-se por via do aumento do percentual de tratamento de esgotos em DBO dia-1 lançada nos corpos hídricos do local a ser estudado e realizada a leitura. Além disso, as variáveis DBO (matéria orgânica biodegradável), Surfactantes e Nitrogênio Amoniacal, que são removidas prioritariamente no tratamento secundário (tratamento biológico para a retirada de substâncias biodegradáveis presentes no efluente), além do Oxigênio Dissolvido.

Morfologia do Reservatório

(8) Em geral, os reservatórios são estruturas extremamente populares entre os usuários de água, que, embora sejam as principais estruturas de armazenamento e regularização de vazões no Brasil são provenientes de obras públicas, existe uma disposição crescente dos usuários privados de financiar obras de reservação de pequeno porte. De forma geral, os órgãos gestores acreditam nesse tipo de iniciativa, visto que se os reservatórios forem bem planejados, aumentam a disponibilidade hídrica localmente.

(10) Pode-se classificar como disponibilidade hídrica a existência de reservatórios, transposição de bacias, fontes de suprimentos alternativos, como dessalinização ou reúso. Aprimoramento do sistema do sistema de operação do reservatório em curto prazo incorporando as incertezas provenientes da variabilidade climática, uso e ocupação do solo, do assoreamento e poluição dos reservatórios.

(5) Para se classificar a morfologia dos reservatórios é preciso estabelecer a área de concavidade com evolução para convexidade através do assoreamento que dá-se por meio das chuvas. Um exemplo desse segmento é o conhecimento à área de morfologia de reservatórios como os açudes do Estado do Ceará. Para cada classe de reservatório, foi avaliado o cálculo de sua vazão e levando-se em consideração o volume sua verdadeira curva e volume por relações obtidas por equações matemáticas que traduzem esta morfologia.

(7) Cabe ressaltar também a importância relativa dos reservatórios, que aportam às suas áreas de influência uma resiliência maior aos eventos extremos de secas, elevando a segurança hídrica dessas regiões.

(7) À partir disso desenvolveu-se novas condições de operação propostas através de resoluções surgiram e tiveram como objetivo atender à necessidade de adaptar o sistema hídrico de reservatórios a um novo referencial hidrometeorológico, que reconhece a importância dos impactos das mudanças climáticas sobre os recursos hídricos.

Resultados e Discussão

(4) A água é usada para diversos fins, como consumo humano, lazer, irrigação, entre outros. Para saber se esse recurso natural está apropriado aos diversos usos, a Agência Nacional de Águas (ANA) monitora a qualidade das águas superficiais e subterrâneas do país, com base nos dados fornecidos pelos órgãos estaduais gestores de recursos hídricos. Além disso, por intermédio desse acompanhamento, a ANA consegue fazer uma gestão mais eficiente, essencial para conceder outorgas de direito de uso da água e realizar estudos e planos, entre outras atividades.

Com finalidade de preservar os recursos Hídricos em Estados onde há escassez desse recurso foi estabelecido três metas para assegurar o bom uso das águas, que são o estado de Atenção, o estado de Escassez e o estado de Restrição de Uso.

(5) Com relação ao tratamento de águas de Reservatórios estabeleceu-se um sinal de alerta de Estado nas bacias do Nordeste onde demais recursos estão num estado de risco de escassez hídrica, que antecede ao estado de restrição de uso. É através desse uso que foi caracterizado por período de tempo, em que o estado de vazão ou o estado de armazenamento dos reservatórios indicam a adoção de ações de alerta para restrição de uso para captações de águas superficiais. Os usuário de recursos hídricos carecem de tomar medidas de atenção e se atentar às eventuais alterações do respectivo estado de vazões.

(5) Estado de Restrição de Uso: estado de escassez hídrica caracterizado pelo período de tempo em que o estado de vazão ou o estado de armazenamento dos reservatórios indicarem restrições do uso da água em uma porção hidrográfica;

(8) Além dos estudos e das próprias reuniões para estabelecer as regras especiais que irão vigorar a partir da negociação realizada, a alocação de água envolve outras atividades que a complementam, como a articulação de reservatórios para ajustes das regras operacionais bem como o monitoramento dos volumes de água acumulados nos reservatórios, por exemplo.

(3) A princípio existe uma etapa de diagnóstico que pressupõe o reconhecimento dos usos preponderantes e das fontes poluidoras na bacia e como elas interferem na qualidade da água. Um segundo passo é a etapa de prognóstico utiliza diversas informações como vazão de referência, parâmetros prioritários, cenários de evolução das cargas poluidoras e das demandas pelo uso da água. Já veiculado com esse passo e entrelaçado a eles vêm o tratamento dos Recursos Hídricos.

(1) Ao estudarmos o rio Tietê, a Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) 6 – Alto Tietê – tem área praticamente com a que coincide com a da Região Metropolitana de São Paulo, os esgotos domésticos ainda representam uma contribuição significativa para a degradação dos corpos hídricos, sendo responsável por cerca de 57% de toda a carga orgânica remanescente do Estado. O rio Tietê, que é o principal corpo d'água do Estado, merece uma atenção especial, pois a qualidade de suas águas, nesse trecho, manteve uma classificação Péssima.

(5) Sabendo que existe uma grande disparidade em relação a distribuição da água em território Nacional e é a partir daí que desenvolveu-se medidas que fazem parte de ações em que órgãos gestores de bacias desenvolvam estratégias na lida com a seca. Entre elas a alocação negociada de água nos reservatórios, restrição parcial do uso da água adequada às especificidades dos usuários, prioridades de uso, regras de operação para os sistemas hídricos, suspensão do uso da água em

casos de elevada severidade hídrica.

(3) Com relação ao uso consultivo das águas, cada tipo de uso pressupõe uma maior ou menor exigência de qualidade da água. Por exemplo, a qualidade da água exigida para a preservação das comunidades aquáticas ou para abastecimento humano são muito mais restritivas do que a qualidade da água para uso de navegação.

(9) Em alguns lugares do País existe certa vulnerabilidade e apesar de investimentos financeiros são incapazes de aumentar o volume de água ou transferir volumes para os reservatórios.

Conclusão

(3) A partir do estabelecimento de um padrão de qualidade de água, limita-se a forma de ocupação daquele determinado território. Ou, por outra análise, o planejamento da ocupação do solo, por meio de zoneamentos ecológico econômicos ou planos diretores, certamente irá interferir na qualidade da água daquela bacia.

(2) e (5) Existe uma diversidade de interesses em relação ao uso da água onde a distribuição desigual e o uso inadequado têm gerado conflitos e ameaçado a garantia desse recurso para as gerações presentes e futuras. Para reverter esse quadro e estabelecer acordos entre os múltiplos usos demandam arranjos institucionais que permitem a conciliação dos diferentes interesses e a construção coletiva das soluções.

(7) Durante as recentes crises hídricas que se instalaram severamente no Brasil, com impactos que ainda se fazem sentir, várias medidas foram tomadas, muitas delas de caráter contingencial, incluindo racionamento, alocação negociada de águas armazenadas em reservatórios, implantação de obras emergenciais e casos extremos de suspensão de usos da água.

(3) Em alguns casos, é possível que a qualidade da água atual do rio seja boa e os atores da bacia já tenham o rio desejado. Nesse caso, é preciso discutir e planejar quais são as ações necessárias para manter a qualidade da água desejada e que permitam promover a gestão dos usos múltiplos futuros.

(3) Para estabelecer um objetivo de qualidade da água é preciso: avaliar a condição atual do rio, ou seja, “o rio que temos”; promover e debater, com a população da bacia, a condição de qualidade desejada para aquele rio. É importante descobrir o conceito de “o rio que queremos”. E finalmente, discutir e pactuar a meta com os diferentes atores da bacia hidrográfica, “o rio que podemos ter”, considerando as limitações técnicas econômicas para seu alcance. Vale lembrar que o enquadramento se aplica a qualquer corpo de água (reservatórios, lagos, estuários, águas costeiras, água subterrâneas), não somente aos rios.

(6) A gestão integrada do Recursos Hídricos desenvolveu-se através de novos significados, quando a escalada de problemas ambientais no planeta levou à proposição da definição de desenvolvimento sustentável. Para a sua implementação, é necessário o desenvolvimento de um ambiente adequado, com legislação, políticas e planos de gestão, além do estabelecimento de uma infraestrutura institucional onde os instrumentos de gestão, as regras de funcionamento e os papéis dos diferentes atores estejam bem definidos.

Para este passo é necessário preconizar a participação social, o monitoramento e a avaliação da gestão hídrica, bem como a sua aplicação na menor unidade territorial possível, que é de bacia hidrográfica. As estratégias para capacitação das partes e para monitoramento da gestão devem ser estabelecidas, implementadas e constantemente atualizadas.

A avaliação da gestão deve ocorrer com base em indicadores selecionados para demonstrar o progresso das medidas adotadas e seus efeitos para a qualidade do gerenciamento do sistema hídrico.

Bibliografia

<https://cetesb.sp.gov.br/blog/2018/06/13/aguas-de-rios-e-reservatorios-mantem-indice-de-qualidade/>

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). O Comitê de Bacia Hidrográfica: o que é e o que faz? Agência Nacional de Águas. Brasília: SAG, 2011. Cadernos de capacitação em recursos hídricos v.1. ISBN 978-85-89629-76-8.

Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico - Planos de recursos hídricos e enquadramento dos corpos de água /Agência Nacional de Águas. -- Brasília: ANA, 2013.

<https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/monitoramento-e-eventos-criticos/qualidade-da-agua>

Pedrosa, V. A. (2020). Construindo pactos pelo uso da água
<https://capacitacao2.ana.gov.br/pdf>

SCHULER, A. E.; LIMA, J. E. F. W.; CRUZ, M. A. S.. Gestão integrada de recursos hídricos. EMBRAPA. 2018. <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/187894/1/ODS-6-agua-e-saneamento-cap-5.pdf>

Agência Nacional de Águas (Brasil). Plano Nacional de Segurança Hídrica / Agência Nacional de Águas. – Brasília : ANA, 2019. 112 p.

<https://arquivos.ana.gov.br/pnsh/pnsh.pdf>

Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico - Outorga dos direitos de uso de recursos hídricos/- Brasília: ANA, 2019.76p.

https://www.snirh.gov.br/portal/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/ana_encarte_outorga_conjuntura2019.pdf

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Plano Nacional de Adaptação à Mudança do Clima – Estratégia de Recursos Hídricos. Brasília: MMA, 2016.
<https://www.gov.br/mma/>

Mudanças Climáticas e Recursos Hídricos: avaliações e diretrizes para adaptação / Agência Nacional de Águas. – Brasília: ANA, GGES, 2016.

SEGURANÇA HÍDRICA NOS BIOMAS BRASILEIROS PARA DIFERENTES CENÁRIOS DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS E CONSUMO DE ÁGUA AO FINAL DO SÉCULO XXI

¹Leticia Naitzel, ²Fernando Fan, ³Pedro Torres Miranda

1Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), e-mail: lee_naitzel@hotmail.com; 2Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), e-mail: fernando.fan@ufrgs.br; 3Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), e-mail: pedrotorresm121@gmail.com

Palavras-chave: Segurança Hídrica; mudanças antrópicas; Brasil.

Resumo

A insegurança hídrica é um tema cada vez mais relevante no cenário mundial, especialmente devido aos efeitos crescentes das mudanças climáticas sobre os recursos hídricos. Entretanto, ainda há muita divergência em relação à definição de segurança hídrica, bem como em relação à sua mensuração. O objetivo do presente trabalho foi propor e testar a aplicação de um Índice de Segurança Hídrica (ISH) no Brasil, integrando indicadores das dimensões humana, ecossistêmica, econômica e de resiliência por meio de geoprocessamento. O estudo considerou tanto o período atual quanto projeções futuras (2081-2100) com base em cenários de mudanças climáticas de Modelos Climáticos Globais do CMIP5. O ISH se mostrou coerente com a realidade regional no período atual, mas apresentou baixa sensibilidade para cenários futuros. Mesmo quando projetadas anomalias de mudanças climáticas de aumento de vazões no Nordeste (que apresenta as mínimas vazões no Brasil) e redução no Norte (onde são observadas as vazões máximas do país), as diferenças na disponibilidade hídrica superficial entre Semiárido e Amazônia ainda são muito grandes. Todavia, a análise dos resultados do ISH entre os biomas aponta para diferenças evidentes, em que o bioma Pantanal, que é a maior planície de inundação do mundo, apresentou os maiores valores mínimos de segurança hídrica, que, juntamente com a Amazônia, são muito superiores aos valores encontrados nos demais biomas. Conclui-se que a aplicação de métodos simplificados de geoprocessamento em uma escala continental, considerando a grande variabilidade das características climáticas, ambientais, políticas e socioeconômicas, se mostrou pouco sensível a mudanças futuras. Portanto, estudos futuros devem aplicar esses métodos em escalas menores, onde as características sejam mais homogêneas e os indicadores do ISH sejam selecionados de acordo com as particularidades locais, ou desenvolver metodologias que considerem a complexidade do sistema.

Introdução

O efeito das mudanças climáticas é observado em vários aspectos do ciclo hidrológico (MARVEL; COOK, 2022): desde o aumento do vapor d'água na atmosfera (SANTER et al., 2007), alterações na intensidade e nos padrões globais de precipitação que não podem ser explicados por variabilidade climática interna ou forçantes naturais (MARVEL et al., 2017; MARVEL; BONFILS, 2013; ZHANG et al., 2007), aumento dos eventos extremos de precipitação (DONAT et al., 2016), mudanças no ciclo sazonal de evapotranspiração (BRÊDA et al., 2020; MANKIN et al., 2017) e aumento do risco de secas e estiagens em escalas regionais e globais (BONFILS et al., 2020). Esses efeitos podem ser intensificados pelo aumento na concentração de gases de efeito estufa (GEE) proveniente de atividades antrópicas. Isso se traduz em impactos sobre múltiplas esferas econômicas e socioambientais, tais como ecossistemas (STOCKER et al., 2013), saúde pública (BARCELLOS et al., 2009) e produção de energia (LIMA; COLISCHONN; MARENGO, 2014).

Dados os impactos das mudanças climáticas sobre os recursos hídricos, tanto pela alteração na precipitação futura (LUIZ-SILVA et al., 2022; CERON et al., 2021; REGOTO et al., 2021; CUNHA et al., 2019) e, conseqüentemente, na distribuição do escoamento superficial (LUIZ-SILVA et al., 2019; SOUZA; AMORIM; REIS, 2022), quanto pelo aumento da

frequência e intensidade de eventos climáticos extremos, como secas e inundações (BARTIKO, 2020; DO et al., 2020; DEBORTOLI et al., 2017), a segurança hídrica tem sido um conceito cada vez mais importante para a gestão adequada dos recursos hídricos, porém ainda não apresenta uma definição bem consolidada. Desde o surgimento do tema (FAO, 1996), foram surgindo várias definições diferentes de acordo com as necessidades e interesses de cada localidade, bem como escalas e disponibilidade de dados para mensurar a segurança hídrica (OCTAVIANI; STADDON, 2021; GERLAK et al., 2018; JOHNSON et al., 2018), as quais incluem indicadores que vão desde a qualidade dos mananciais até atributos como a paz e a segurança nacional (BAKKER, 2012; UN-WATER, 2013). Além disso, surgiram diferentes formas de mensurar o grau de segurança hídrica através de equações capazes de suprir uma necessidade de entender o quanto uma região está preparada para atender às demandas de água, seja para usos consuntivos ou não consuntivos (KISAKYE; VAN DER BRUGGEN, 2018; HAQUE; RAHMAN; SAMALI, 2016), ou até mesmo para mensurar a disponibilidade hídrica de ecossistemas após eventos climáticos extremos (EEKHOUT et al., 2018; VEETIL; MISHRA, 2016).

No Brasil, a segurança hídrica, apesar de ser abordada indiretamente na Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), instituída a partir da promulgação da Lei Federal 9.433 em 1997, só teve sua definição divulgada de forma explícita após a crise hídrica de 2014 que atingiu o Sudeste brasileiro, especialmente a cidade de São Paulo (OTTO et al., 2015). Após esse evento, a Conjuntura Nacional dos Recursos Hídricos definiu o termo como a condição que visa garantir quantidade e qualidade aceitável de água para abastecimento, alimentação, preservação de ecossistemas e demais usos, associados a um nível aceitável de riscos relacionados com a água para as pessoas, economias e meio ambiente (ANA, 2016). O Plano Nacional de Segurança Hídrica (PNSH), criado pelo Ministério do Desenvolvimento Regional (MDR) e pela Agência Nacional de Águas (ANA) no ano de 2019, apresenta um plano de investimentos em projetos no setor até 2035 para redução do risco de escassez de água. Dessa forma, a ANA realizou o mapeamento do índice de segurança hídrica para todo o Brasil considerando as quatro dimensões propostas pela Organização das Nações Unidas (UNESCO, 2019): humana, ecossistêmica, econômica e de resiliência. Dado o impacto das mudanças climáticas sobre os recursos hídricos e a sua negligência por parte dos ISHs existentes, o presente estudo propõe um Índice de Segurança Hídrica, tanto para o período atual quanto para o futuro (2081 a 2100), para todo o território brasileiro, através da aplicação de ferramentas de geoprocessamento. Segundo dados do relatório de conjuntura dos recursos hídricos (ANA, 2022), estima-se um aumento de 42% das retiradas de água nos próximos 20 anos (até 2040), o que reforça a necessidade de ações de planejamento e gestão para que os usos se desenvolvam com segurança hídrica, evitando crises hídricas, principalmente quando considerados os efeitos das mudanças climáticas no ciclo da água. Portanto, além dos impactos causados pelo clima futuro, foram consideradas alterações no consumo de água (aumento e diminuição) para avaliar os impactos de uma alteração nos usos consuntivos da água.

Material e Métodos

Área de estudo

O Brasil é um país de dimensões continentais que abrange uma área de 8.544.416 km², o que lhe dá o título de quinto maior país do mundo e implica em uma ampla diversidade de solos, de características climáticas, de sistemas aquíferos e, por conseguinte, uma grande diversidade de condições de disponibilidade de água, bem como de atendimento das necessidades básicas da população relacionadas com os recursos hídricos (IBGE, 2016), indicadores estes que estão diretamente relacionados com o tema de segurança hídrica. Os resultados do ISH foram analisados por bioma brasileiro: Amazônia, Caatinga, Cerrado, Pantanal, Pampa e Mata Atlântica. Esses biomas podem ser definidos como grandes sistemas ecológicos, onde o clima, a fisionomia da vegetação, o solo e a altitude são semelhantes ou aparentados (IBGE, 2023). O critério florístico não é determinante, sendo que cada bioma brasileiro é composto por um conjunto de diferentes espécies vegetais que vivem sob condições ambientais semelhantes.

Em relação à contribuição hídrica dos biomas, temos a Amazônia como bioma mais extenso do Brasil, abrangendo um terço das florestas tropicais do mundo e 20% das reservas de água do planeta, sendo que a Bacia Hidrográfica Amazônica é considerada a maior do mundo (IBGE, 2016). Tanto a Amazônia quanto o Pantanal são marcados pelos chamados “pulsos de inundação”, com características marcantes de remanso hidráulico por apresentarem relevos com declividade praticamente nula (as chamadas planícies de inundação). Ambos os biomas apresentam clima quente e úmido, marcado por um déficit hídrico considerável devido aos elevados índices de evaporação. O Bioma Cerrado é caracterizado por um clima tropical sazonal de inverno seco, conhecido pelas secas e queimadas e, simultaneamente, por um grande potencial aquífero, sendo que abriga as nascentes das três maiores bacias hidrográficas do Brasil: Amazônica, do São Francisco e da Prata. Já a Caatinga é considerada o Semiárido com maior diversidade do planeta, apresentando clima muito quente e seco, sendo que a maior parte dos rios é intermitente, e a água utilizada pela população vem principalmente de açudes. O Bioma Pampa, por sua vez, apresenta clima subtropical úmido, com chuvas bem distribuídas ao longo do ano, o que lhe confere uma alta disponibilidade hídrica (salvo exceções de anos atipicamente secos, como tem ocorrido desde 2019 com a seca que atingiu a região da Bacia do La Plata – NAUMANN et al., 2021). Por fim, mas não menos importante, temos o Bioma Mata Atlântica, o mais degradado pelos ciclos econômicos (pau-brasil, cana-de-açúcar e café) ocorridos desde o início da história do Brasil, apresentando a menor porcentagem de cobertura vegetal original e estando entre os cinco maiores *hotspots* de biodiversidade ameaçada de extinção do mundo. Em relação aos recursos hídricos do bioma, pode-se dizer que as atividades antrópicas (e.g., desmatamentos, queimadas, turismo predatório, expansão urbana em manguezais, industrialização e lançamento irregular de efluentes) têm ocasionado sérias preocupações em relação à qualidade das águas.

Estratégia Metodológica

O cálculo do ISH considerou as quatro dimensões propostas pela UNESCO (2019): humana, econômica, ecossistêmica e de resiliência. Foram selecionados indicadores relevantes para cada dimensão (Tabela 1), diminuindo a complexidade do cálculo de segurança hídrica (Figura 2 – Etapa 1). Esses indicadores foram escolhidos pela disponibilidade de dados de variáveis correspondentes a cada dimensão do ISH. Para a dimensão humana, que avalia a garantia da oferta de água para o abastecimento da população, o indicador selecionado foi o volume de água consumido pela população, o qual foi calculado multiplicando o indicador de consumo per capita médio de cada Estado brasileiro (SNIS, 2022) pela sua respectiva população estadual (IBGE, 2021). A dimensão econômica busca valorar os riscos dos setores econômicos que fazem uso de recursos hídricos no território nacional. Foram considerados como seus indicadores o consumo de água pela

agricultura, pela pecuária e pela indústria de transformação (ANA, 2020).

A dimensão ecossistêmica busca mensurar as condições minimamente saudáveis para o meio ambiente do ponto de vista da segurança hídrica. O indicador selecionado para essa dimensão foi a vazão mínima de água necessária para garantir as condições básicas de funcionamento de ecossistemas aquáticos, conhecida como “vazão ecológica”. Atualmente, existe um consenso de que a vazão ecológica deve variar durante o ano, aproximando-se do regime hidrológico natural (VASCO et al., 2015). No presente trabalho, a análise da vazão ecológica dos mananciais não foi aprofundada, sendo definida como a vazão de estiagem, estimada pela Q_{95} (vazão que permanece no rio em 95% do tempo) (RIBEIRO, 2020). Em locais em que as vazões Q_{95} e Q_m apresentaram valores negativos ou muito próximos a zero devido a efeitos de remanso hidráulico e características de planície de inundação, esses valores foram corrigidos manualmente para a vazão máxima, de modo a retornar ao ISH máximo em cada situação. A dimensão de resiliência diz respeito à capacidade de o sistema se recuperar após e durante a ocorrência de eventos críticos de secas. Os indicadores escolhidos para representar essa capacidade foram a reserva natural disponível em rios, estimada pela vazão média (RIBEIRO, 2020), e a disponibilidade hídrica subterrânea, calculada pela vazão explorável por área de cada bacia (ANA, 2023).

ETAPAS DA METODOLOGIA PROPOSTA

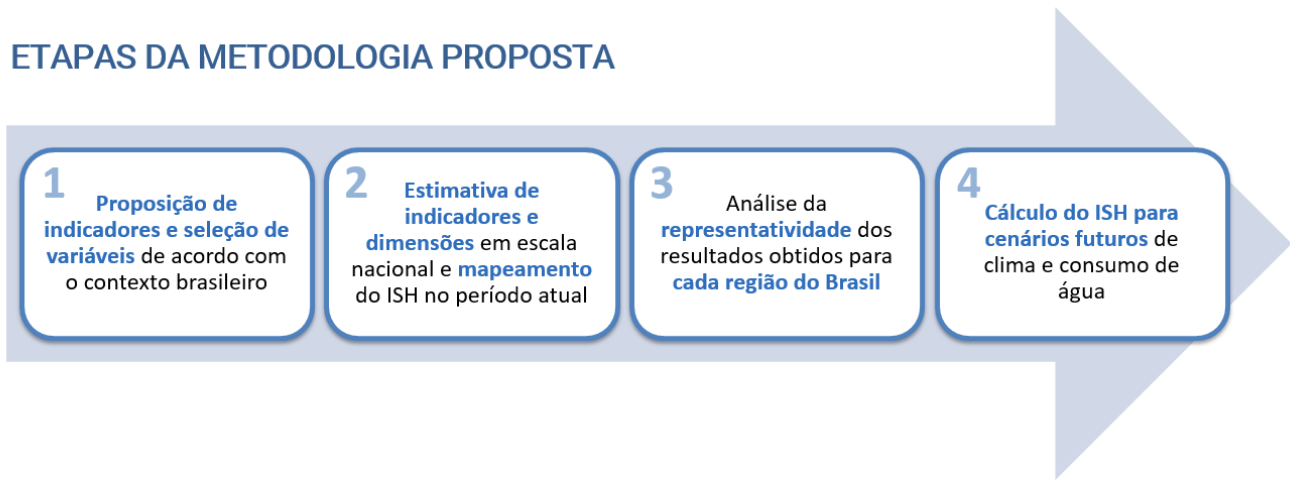


Figura 2. Estratégia metodológica

Para mapear cada dimensão do ISH (Etapa 2), foi utilizada a calculadora *raster* do QGIS. As dimensões inversamente proporcionais à segurança hídrica (humana e econômica) foram mapeadas a partir da Equação 1, enquanto que as dimensões diretamente proporcionais ao ISH (ecossistêmica e de resiliência) foram calculadas através da Equação 2. Vale destacar que, a fim de se ter uma margem na escala da normalização das dimensões do ISH (importante para a comparação do mapeamento na análise de sensibilidade), foi considerado como mínimo o valor 10% inferior ao menor valor encontrado nos arquivos *raster* dessa dimensão, e como máximo o valor 10% superior ao maior valor encontrado. Além disso, destaca-se que os indicadores de consumo de água da dimensão econômica foram somados antes de passarem pelo processo de normalização, enquanto que as disponibilidades hídricas superficial e subterrânea foram normalizadas, então foi feita a média dos *rasters*, e o resultado foi uniformizado novamente, de forma a se obter o mapeamento da dimensão de resiliência. Após o processamento das dimensões foi possível calcular o ISH propriamente dito. O cálculo foi feito a partir da média aritmética das quatro dimensões, considerando o mesmo peso para todas.

$$D_{01} = 1 - \frac{(D - x_{\min})}{(x_{\max} - x_{\min})} \quad (1)$$

$$D_{01} = \frac{(D - x_{\min})}{(x_{\max} - x_{\min})} \quad (2)$$

Onde:

D_{01} = arquivo *raster* da dimensão normalizado

D = arquivo *raster* da dimensão não normalizado

x_{\min} = valor 10% inferior ao menor valor encontrado entre os arquivos *raster* da dimensão considerada

x_{\max} = valor 10% superior ao maior valor encontrado entre os arquivos *raster* da dimensão considerada

A representatividade do ISH foi avaliada qualitativamente a partir de mapas de cada dimensão, utilizando como referência os resultados do índice da ANA (2019). Também foi realizada uma análise de sensibilidade do ISH a partir de alterações de +/- 20% na Q_{95} (dimensão ecossistêmica) e na Q_m (dimensão de resiliência) e de +/- 50% no consumo de água pela indústria. A sensibilidade às alterações de consumo de água avalia se uma mudança nesse indicador pode se tornar relevante frente ao consumo pelo setor de agricultura e pecuária.

O cálculo do ISH no período futuro considerou alterações por mudanças climáticas e por mudanças no consumo de água. Para as mudanças no clima, foram consideradas estimativas de impactos a partir dos resultados de Brêda et al. (2020) nos cenários de emissão RCP 4.5 e RCP 8.5 do CMIP5. As alterações na demanda hídrica foram consideradas através da variação do consumo per capita (dimensão humana) e da alteração proporcional do consumo de água pela agropecuária em relação às projeções de evapotranspiração (dimensão econômica). Foram elaborados sete cenários: consumo per capita igual ao atual (PA), aumento do consumo per capita em 5%, 10% e 15%, diminuição do consumo em 2% e 5%, e um cenário de consumo ideal, em que se considera que todos os estados brasileiros atingirão o consumo ideal sugerido pela ONU, de 110 L/hab.dia. Para as dimensões ecossistêmica e de resiliência, foram consideradas as alterações da vazão média calculadas por Brêda et al. (2020) sobre as vazões Q_{95} e Q_m calculadas por Ribeiro (2020). A Tabela 1 apresenta os indicadores e variáveis propostos para cada dimensão do ISH no presente trabalho, bem como a fonte desses dados. De forma geral, foram extraídas informações do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), da Agência Nacional das Águas (ANA), e dos trabalhos de Ribeiro (2020) e Brêda et al. (2020), os quais utilizaram um subconjunto de 25 (vinte e cinco) modelos climáticos do CMIP5 nos cenários de emissão RCP 4.5 e RCP 8.5 para analisar as mudanças na temperatura, precipitação, evapotranspiração, vazão de rios e índice de aridez em toda América do Sul.

Tabela 5. Proposta de indicadores, variáveis e as respectivas fontes de informação

DIMENSÃO	INDICADOR	VARIÁVEIS	FONTE	ANO*
HUMANA	Volume de água consumido pela população	População total no Estado	IBGE	2021
		Consumo per capita	SNIS	2021
ECONÔMICA	Consumo de água pela pecuária	Vazão explotada para dessedentação animal	ANA	2020
	Consumo de água pela agricultura	Vazão explotada para irrigação		
	Consumo de água pela indústria de transformação	Vazão explotada pela indústria de transformação		
	Projeções de evapotranspiração para sensibilizar o consumo de água da agropecuária no futuro		Brêda et al. (2020)	2081-2100
ECOSSISTÊMICA	Quantidade de água - Vazão ecológica	Vazão ecológica (Q_{95})	Ribeiro (2020)	1980-2014
	Projeções de vazão média para sensibilizar a vazão ecológica futura		Brêda et al. (2020)	2081-2100
RESILIÊNCIA	Reservação Natural	Vazão média (Q_m)	Ribeiro (2020)	1980-2014
	Projeções de vazão média para sensibilizar a vazão média futura		Brêda et al. (2020)	2081-2100
	Disponibilidade hídrica subterrânea	Vazão explotável (Q_{exp})	ANA	2023

* Ano de referência dos dados obtidos para a presente pesquisa

Resultados e Discussão

A Figura 2 apresenta um resumo dos resultados obtidos para o ISH para o período atual (2020). Para as escalas de cores de cada dimensão, optou-se pelo método dos quartis ao invés de uma uniformização das escalas, de modo a detalhar e otimizar a visualização dos resultados separadamente. Pode-se observar que a dimensão humana apresentou os menores valores na região Sudeste, especialmente em São Paulo, que, apesar de não apresentar o maior consumo per capita, é a região mais populosa do Brasil. Já a dimensão econômica apresentou maior consumo de água (e consequentemente menor ISH) no Pampa Gaúcho, no Cerrado Mineiro e na porção Centro-Oeste do país, além de outras porções do Norte onde foi verificada a criação de gado intensiva (ANA, 2022). Já as dimensões ecossistêmica e de resiliência apresentaram resultados muito semelhantes, com os menores valores de ISH para o Bioma Caatinga e os valores mais elevados para a Amazônia. Além disso, vale destacar que a dimensão de resiliência levou em consideração a reserva potencial explotável para mensurar a disponibilidade hídrica subterrânea, e os resultados mostram o Semiárido Nordeste novamente com os menores índices, visto que ela está situada sobre um aquífero fraturado (TUCCI; HESPANHOL; CORDEIRO NETTO, 2001).

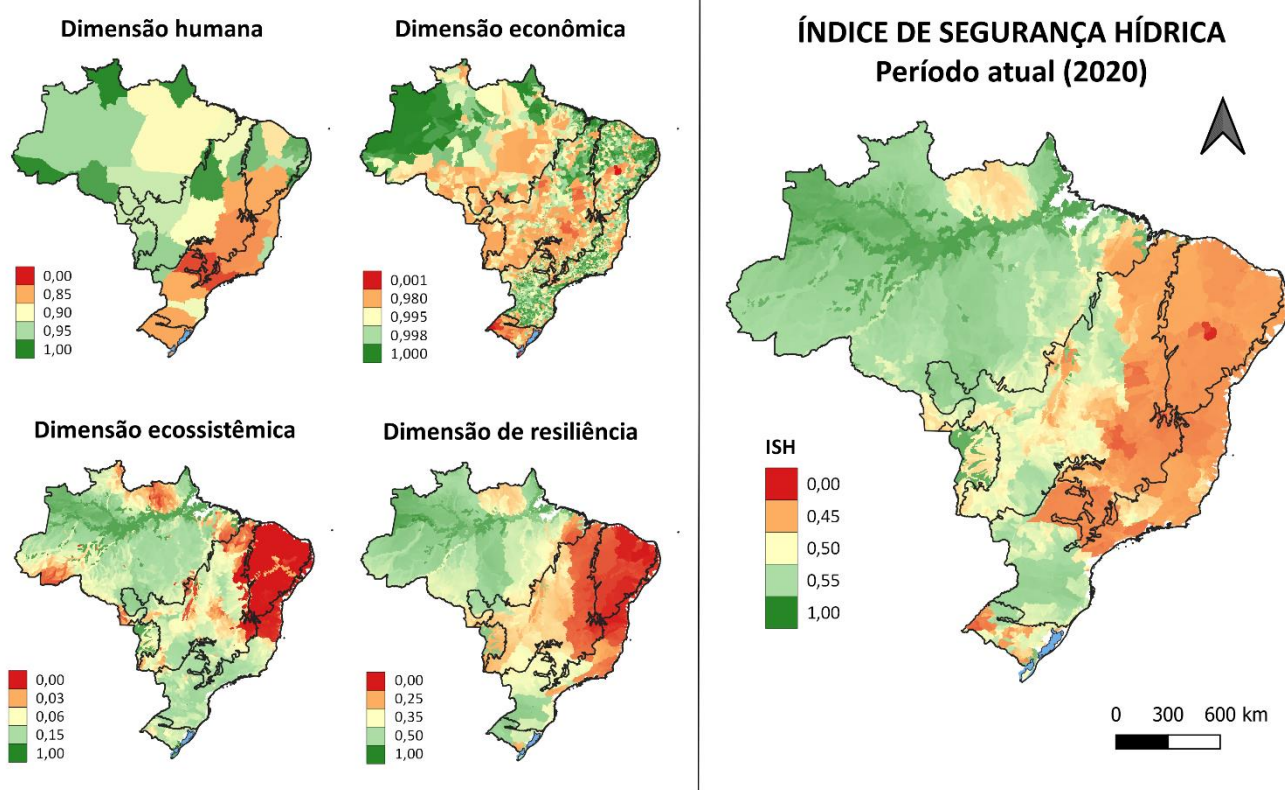


Figura 3. Mapeamento geral do Índice de Segurança Hídrica para o período atual (2020) considerando as quatro dimensões analisadas: humana, econômica, ecossistêmica e de resiliência

Com relação ao mapeamento final do ISH, os menores valores foram encontrados para as regiões Sudeste e Nordeste do Brasil, além de porções do Pampa Gaúcho. Já os maiores graus de segurança hídrica foram encontrados na região Norte do país. Comparando esses resultados com aqueles do ISH Nacional (ANA, 2019a), em ambos os mapeamentos a Região Nordeste e a região do Pampa Gaúcho estão em uma situação crítica de segurança hídrica, mas a região Sudeste não está nessa mesma situação no ISH calculado pela ANA. Isso pode ter relação com critérios específicos e/ou diferentes indicadores adotados no cálculo da ANA, bem como pode ser influência de uma disparidade temporal dos dados utilizados. Os testes de sensibilidade mostraram que, quando alterada a demanda hídrica da indústria em +50% e -50%, o consumo total da dimensão econômica quase não se altera. Dessa forma, pode-se inferir que o setor econômico que mais consome água é a agropecuária, especialmente a irrigação, que representa 50% dos usos consuntivos de água no Brasil (ANA, 2022).

A Figura 3 apresenta a análise de sensibilidade das dimensões ecossistêmica e de resiliência, bem como do ISH como um todo, frente a alterações nas vazões Q_m e Q_{95} . É possível observar visualmente que, em ambas as dimensões do ISH, existe uma alteração mais evidente das cores na região central do Brasil, de forma que, no cenário de diminuição das vazões, essa região fica mais alaranjada e, no cenário de aumento das vazões, a área fica mais esverdeada. O mesmo ocorre para a região da Bacia Amazônica. Porém, quando todas as dimensões de segurança hídrica são unidas, pode-se observar que não existe uma diferença visível no mapeamento do ISH, seja pela escala de cores adotada ou pelo próprio procedimento de cálculo, que envolve uma escala espacial continental, onde o fator diversidade pesa muito mais e acaba mascarando possíveis mudanças na segurança hídrica. Por exemplo, existem diferenças muito evidentes nas vazões das diferentes regiões do Brasil (TUCCI; HESPANHOL; CORDEIRO NETTO, 2001), que vão desde vazões próximas a zero no Semiárido até áreas frequentemente inundadas e com grandes volumes de água na Bacia Amazônica e no Pantanal, a maior planície de inundação do mundo. Ou seja, uma alteração de 20% no escoamento vai, no máximo, deixar as vazões da Caatinga em situação menos crítica e, na Amazônia e Pantanal, em uma situação de ainda mais abundância de água, mas a diferença entre as regiões ainda será grande.

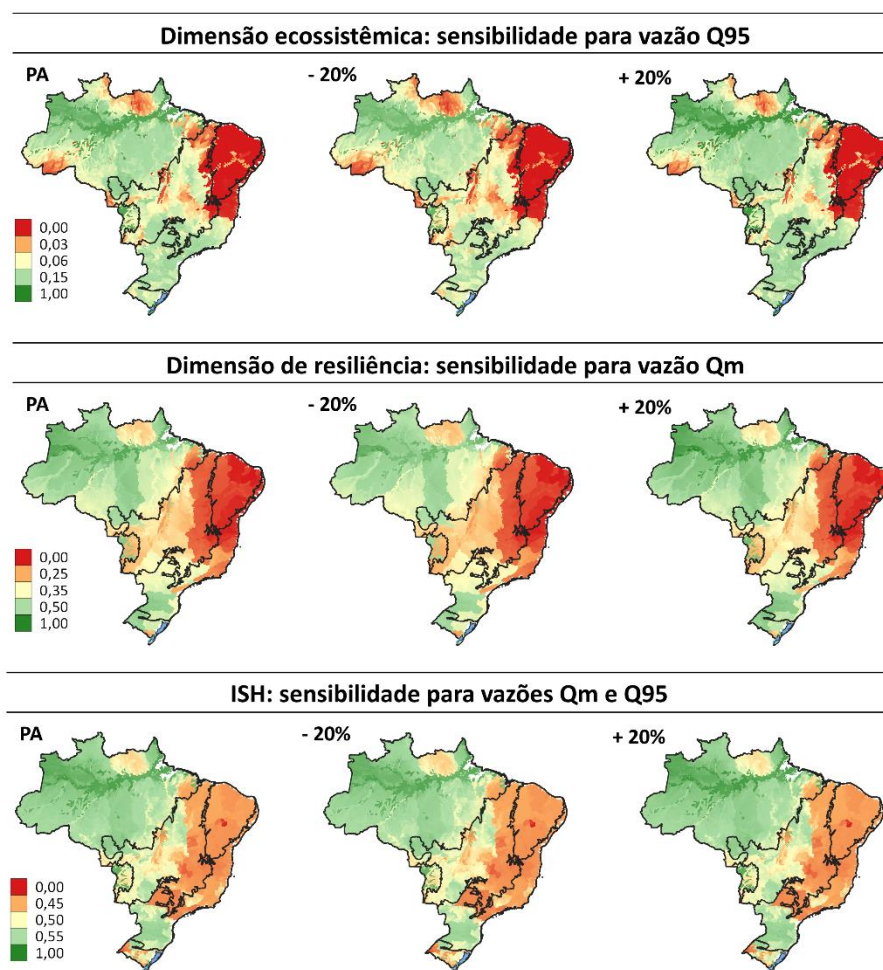


Figura 4. Análise de sensibilidade das dimensões ecossistêmica e de resiliência frente a alterações na Q_{95} e na Q_m , respectivamente, e sensibilidade do ISH frente a essas alterações simultaneamente

Na Figura 4, é possível observar o ISH para o período atual, bem como a anomalia percentual do ISH futuro (2081-2100) em relação ao período atual para os cenários de alteração de consumo de água, em ambos os cenários de emissão de GEE (RCP 4.5 e RCP 8.5). Pode-se observar que o ISH futuro para a região Norte apresenta tons mais alaranjados em todos os cenários apresentados, indicando uma anomalia negativa da segurança hídrica. Situação semelhante ocorre para a região Centro-Oeste, que apresenta majoritariamente *pixels* com anomalias negativas para o ISH futuro em todos os cenários. Em ambas as regiões, é esperado um aumento da população, aumentando o volume de água consumido até em cenários de diminuição de 5% do consumo, se comparado com o volume de água consumido atualmente. Além disso, as projeções futuras do clima apontam para um aumento da evapotranspiração nessas áreas, aumentando a demanda hídrica para o setor econômico e, dessa forma, contribuindo para uma menor segurança hídrica. Para a região Sudeste, o cenário de consumo ideal, em ambos os cenários de mudanças climáticas, é o único que poderá ocasionar um aumento na segurança hídrica, provavelmente por ser o único cenário em que o volume de água consumido pela população diminui consideravelmente em relação ao período atual. Pode-se concluir, portanto, que para essa região, uma diminuição de 5% no consumo per capita de água não seria o suficiente para aumentar a segurança hídrica, sendo que, no cenário de consumo ideal, essa redução chega a 26,5% para o Estado do Rio de Janeiro, por exemplo.

Quando analisados os valores de ISH para a região Sul, fica evidente a influência do aumento das vazões projetadas no futuro, especialmente no RCP 8.5: os cenários de consumo de água considerando maiores níveis de GEE no futuro apresentam ISH maior do que aqueles que consideram o cenário intermediário de clima. Isso pode ter relação com a intensificação do ciclo hidrológico no Sul do Brasil (SOUZA; AMORIM; REIS, 2022a; DO et al., 2020). Além disso, é interessante destacar que o único cenário de consumo em que haverá diminuição da segurança hídrica é o de aumento de 15% do consumo per capita no cenário RCP 4.5. Ou seja, em um cenário de altas emissões de GEE (RCP 8.5), espera-se que o aumento das vazões compense um aumento de até 15% no volume de água consumido pela população, provocando um aumento na segurança hídrica em relação ao período atual. Na região Nordeste, embora sejam projetados aumentos na vazão média e reduções na evapotranspiração, os quais contribuem para um aumento da segurança hídrica, somente no cenário de diminuição de 5% do consumo de água é que o ISH futuro poderia aumentar em relação ao período atual. Isso pode estar relacionado com as projeções de aumento da população futura para a maior parte dos Estados nordestinos, aumentando o volume de água consumido.

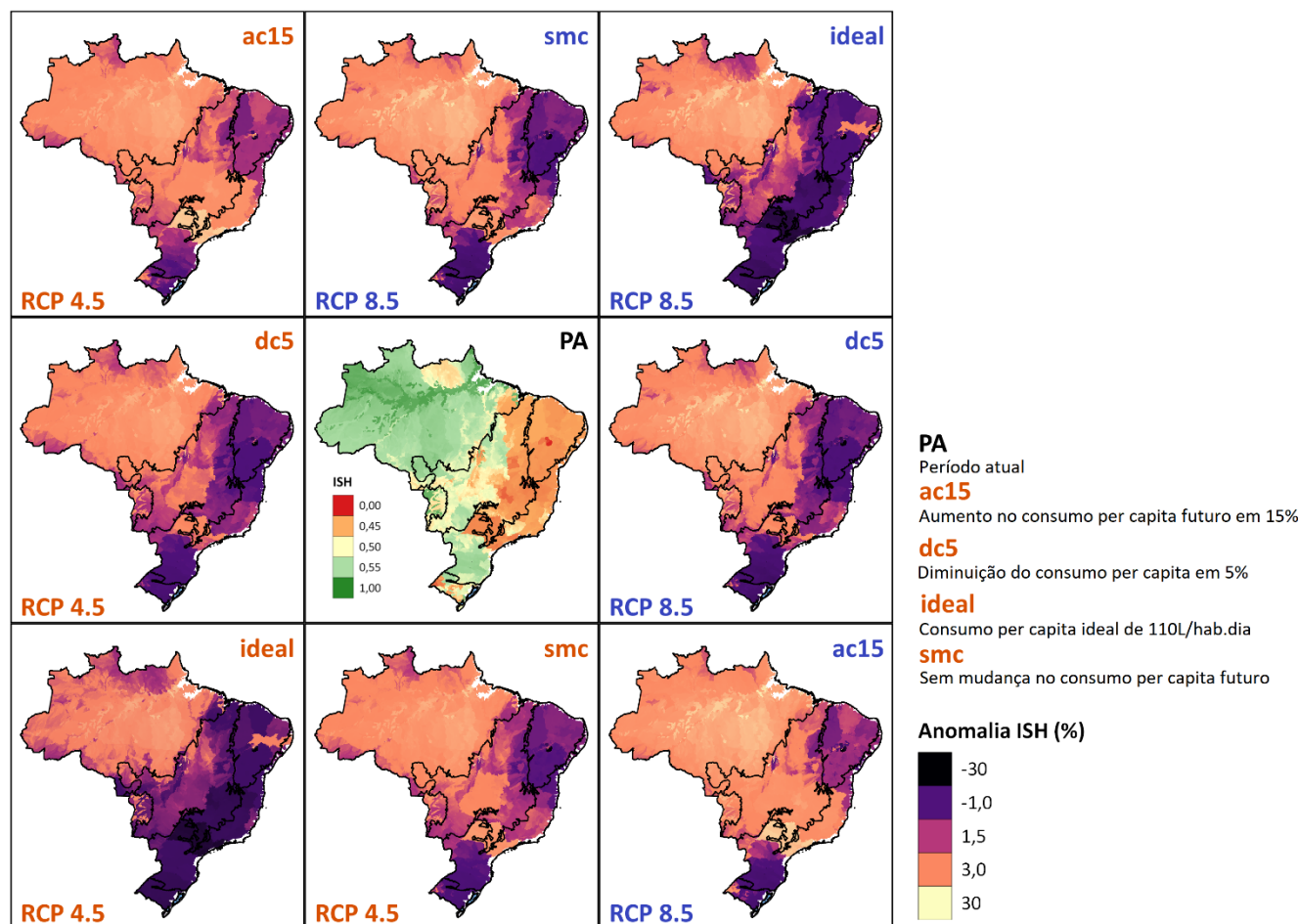


Figura 5. Mapeamento das anomalias do ISH futuro (2081-2100) em relação ao período atual

A Figura 5 apresenta um gráfico com as estatísticas (mediana, mínimo e máximo dos pixels) do ISH por bioma brasileiro, a fim de se analisar as alterações ocasionadas entre o período atual e os períodos futuros, em diferentes cenários de consumo de água e de emissão de GEE. Analisando o Pantanal e Amazônia, todos os cenários de consumo de água e de clima apontam para uma piora do ISH mediano. Esses biomas estão situados nas regiões Centro-Oeste e Norte, respectivamente, que são áreas onde são projetados impactos negativos do clima sobre a disponibilidade hídrica, além de serem regiões com projeção de aumento da população, conforme já descrito anteriormente. No bioma Mata Atlântica, poderá haver um aumento da segurança hídrica futura (em relação ao período atual) no cenário ideal de consumo, tanto no RCP 4.5 quanto no RCP 8.5. Além disso, uma redução de consumo de 5% no RCP 4.5 aumenta ligeiramente a segurança hídrica para valores superiores ao período atual. Para a Caatinga, os únicos cenários que podem diminuir o ISH no futuro são os de aumento de consumo de 10% e 15%, seja no RCP 4.5 ou no RCP 8.5. Os demais cenários, inclusive aqueles de aumento de 5% de consumo per capita, tendem a aumentar a segurança hídrica. Isso pode ter relação com as projeções positivas das vazões na região Nordeste pelos modelos climáticos globais, contribuindo para uma maior segurança hídrica, especialmente no cenário RCP 8.5, em que esse aumento do escoamento chega a 147%.

No Pampa Gaúcho, é interessante observar que, no cenário de permanência do mesmo consumo per capita, que consegue isolar o efeito das mudanças climáticas sobre o ISH no futuro, os valores de ISH se apresentam superiores ao período atual, tanto no RCP 4.5 quanto no RCP 8.5. Inclusive, apenas o cenário de aumento de 15% do consumo per capita no RCP 8.5 poderá diminuir o ISH, o que demonstra a influência do aumento das vazões no sul do país sobre a segurança hídrica na região. Ainda, ressalta-se que esse bioma, juntamente com a Mata Atlântica, apresenta valores máximos de ISH maiores que o valor máximo do período atual em todos os cenários de consumo e de clima. Analisando os mínimos de ISH encontrados para cada cenário de consumo, é possível observar que os maiores valores em todos os cenários se encontram na região do Pantanal, o que está diretamente relacionado com o fato de ser uma área de planície de inundação. Com perfil semelhante de área úmida, a Amazônia apresenta valores mínimos que superam aqueles encontrados nos demais biomas. Além disso, é importante destacar que os valores máximos de ISH do Brasil encontram-se todos na Amazônia, ao passo que os valores mínimos do ISH estão situados na Caatinga.

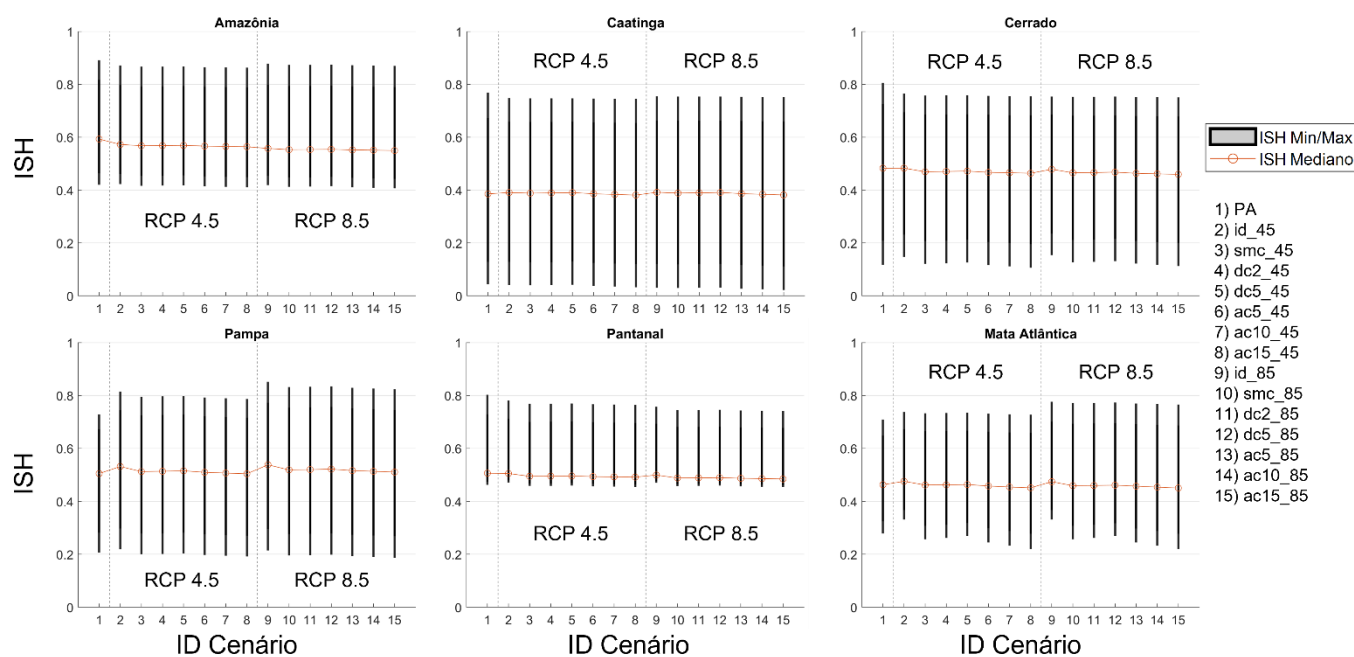


Figura 6: Estatísticas do ISH por bioma brasileiro

Considerações Finais

O presente trabalho mostrou a aplicação e o desempenho de um novo Índice de Segurança Hídrica para o Brasil considerando as projeções de mudanças climáticas no RCP 4.5 e RCP 8.5 e diferentes cenários de alteração do consumo per capita de água até o final do século XXI. Por se tratar de uma metodologia simplificada, foram observadas as seguintes limitações no ISH: a definição da mesma produção agrícola e pecuária no futuro, ou seja, foi considerado que a área cultivada e a quantidade de gado criado permanecem os mesmos futuramente; a ponderação de todas as dimensões com o mesmo peso em todo o país, o que desconsidera a variabilidade dos componentes do ISH em diferentes regiões; a utilização da alteração da vazão média futura de Brêda *et al.* (2020) para sensibilizar tanto a disponibilidade hídrica superficial dada pela Q_m quanto a vazão ecológica dada pela Q_{95} . Além disso, ressalta-se que os cenários de diminuição do consumo per capita de água em 2% e 5%, bem como o cenário de consumo ideal, são cenários menos prováveis frente aos cenários de emissão de GEE do CMIP5, os quais consideram não apenas fatores climáticos, mas também socioeconômicos, ou seja, tanto o RCP 4.5 (moderado) quanto o RCP 8.5 (severo) provavelmente não levam em conta que a população tenha ações de preservação ambiental tão efetivas.

Analisando os resultados obtidos para o período atual, pode-se dizer que o mapeamento do ISH obtido pela metodologia aplicada no presente estudo é muito semelhante ao mapeamento realizado pela ANA (2019), sendo que os resultados são coerentes e relacionados ao contexto socioeconômico, cultural e ambiental de cada região do país. Porém, utilizando a metodologia de geoprocessamento para modificar alguns indicadores, foi possível perceber que, em escala nacional, o ISH não é sensível a essas mudanças. Ou seja, a diversidade dos fatores de segurança hídrica é tão abundante e ampla no Brasil que, quando projetadas alterações na vazão, com aumento na região Nordeste (que apresenta as mínimas vazões do Brasil) e redução no Norte (onde são observadas as vazões máximas), as diferenças desse indicador ainda são muito grandes entre Semiárido e Amazônia, não sendo visível uma mudança no mapeamento da segurança hídrica. O único cenário em que essas diferenças se equilibram e realmente existe uma mudança visível no mapeamento do ISH é aquele em que todos os Estados brasileiros atingem o consumo per capita ideal de 110 L/hab.dia proposto pela ONU. E isso se deve ao fato de que, nesse cenário, os volumes de água consumidos são equilibrados, com diminuição de consumo na região Sudeste e aumento nas regiões Norte e Nordeste, por exemplo, alterando os volumes de água consumidos e, conseqüentemente, causando mudanças regionais, que são percebidas a nível nacional no mapeamento.

Como principais resultados, temos que os biomas Pampa e Mata Atlântica apresentaram um maior ISH sob todos os cenários futuros avaliados, enquanto as demais regiões mostraram uma piora do índice. Também é possível observar a influência do clima no ISH: o bioma Pantanal, que é a maior planície de inundação do mundo, apresentou os maiores valores mínimos de segurança hídrica, que são muito superiores aos valores encontrados nos outros biomas (com exceção da Amazônia, que também apresenta características de clima úmido). Dada a continentalidade do Brasil nos mais diversos aspectos que tangem a segurança hídrica, a aplicação de uma metodologia de geoprocessamento para o cálculo do ISH implica em uma baixa sensibilidade a mudanças em seus indicadores. Dessa forma, o presente trabalho contribuiu para as discussões acerca da temática de segurança hídrica e de métodos aplicáveis que transcendem a quantificação física da disponibilidade de água para consumo humano. Sugere-se, para trabalhos futuros, que métodos de geoprocessamento semelhantes sejam aplicados em escalas espaciais menores e com indicadores de segurança hídrica que sejam relevantes a nível local, a fim de se testar se o índice é sensível a mudanças em locais que apresentam características socioeconômicas, ambientais e políticas mais

homogêneas. Ter conhecimento a respeito dos locais que mais necessitam de atenção para não sofrerem com problemas de indisponibilidade hídrica permite aos órgãos responsáveis agir frente a tais questões. Entendendo-se a direção das projeções, é possível minimizar possíveis impactos (REYER et al., 2017).

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer o Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo auxílio financeiro para desenvolver a pesquisa, e a Universidade Federal do Rio Grande do Sul pelo apoio recebido. O autor Fernando Fan declara que o presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. Agradece também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua, Projeto CAPES/ANA AUXPE N°. 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

Referências Bibliográficas

ANA: Agência Nacional das Águas. 2019. Índice de Segurança Hídrica - ISH. Manual Metodológico, versão 1.0. Brasília: ANA.

_____. 2022. Conjuntura dos Recursos Hídricos 2021. Brasília – DF: ANA.

BAKKER, Karen. 2012. Water security: research challenges and opportunities. *Science*, v. 337, n. 6097, p. 914-915.

BARCELLOS, Christovam et al. 2009. Mudanças climáticas e ambientais e as doenças infecciosas: cenários e incertezas para o Brasil. *Epidemiologia e Serviços de Saúde*, [S. l.], v. 18, n. 3, p. 285–304.

BARTIKO, Daniel. 2020. Cheias no Brasil: sazonalidade, tendências e análise de frequência. Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

BONFILS, Céline JW et al. 2020. Human influence on joint changes in temperature, rainfall and continental aridity. *Nature Climate Change*, v. 10, n. 8, p. 726-731.

BRÊDA, João Paulo Lyra Fialho et al. 2020. Climate change impacts on South American water balance from a continental-scale hydrological model driven by CMIP5 projections. *Climatic Change*, [S. l.], v. 159, n. 4, p. 503–522.

CERON, Wilmar L. et al. 2021. Recent intensification of extreme precipitation events in the La Plata Basin in Southern South America (1981–2018). *Atmospheric Research*, v. 249, p. 105299.

CUNHA, Ana Paula MA et al. 2019. Extreme drought events over Brazil from 2011 to 2019. *Atmosphere*, v. 10, n. 11, p. 642.

DEBORTOLI, Nathan S. et al. 2017. An index of Brazil's vulnerability to expected increases in natural flash flooding and landslide disasters in the context of climate change. *Natural hazards*, v. 86, p. 557-582.

DO, Hong Xuan et al. 2020. Historical and future changes in global flood magnitude evidence from a model–observation investigation. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 24, n. 3, p. 1543-1564.

DONAT, Markus G. et al. 2016. More extreme precipitation in the world's dry and wet regions. *Nature Climate Change*, v. 6, n. 5, p. 508-513.

EEKHOUT, Joris PC et al. 2018. Why increased extreme precipitation under climate change negatively affects water security. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 22, n. 11, p. 5935-5946.

GERLAK, Andrea K. et al. 2018. Water security: A review of place-based research. *Environmental Science & Policy*, v. 82, p. 79-89.

HAQUE, Md Mahmudul; RAHMAN, Aatur; SAMALI, Bijan. 2016. Evaluation of climate change impacts on rainwater harvesting. *Journal of Cleaner Production*, v. 137, p. 60-69.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2016. Brasil: uma visão geográfica e ambiental no início do século XXI. Rio de Janeiro: IBGE. 435p.

JOHNSSON, Rosa Maria Formiga et al. 2018. O conceito emergente de segurança hídrica. *Sustentare*, v. 1, n. 1, p. 72-92.

- KISAKYE, Violet; VAN DER BRUGGEN, Bart. 2018. Effects of climate change on water savings and water security from rainwater harvesting systems. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 138, p. 49-63.
- LIMA, José W. M.; COLLISCHONN, Walter; MARENGO, José A. 2014. Efeito das Mudanças Climáticas na Geração de Energia Elétrica. Hunter Books Editora, São Paulo: AES Tietê.
- LUIZ-SILVA, Wanderson et al. 2019. Climatological and hydrological patterns and verified trends in precipitation and streamflow in the basins of Brazilian hydroelectric plants. *Theoretical and Applied Climatology*, v. 137, p. 353-371.
- MANKIN, Justin S. et al. 2017. The curious case of projected twenty-first-century drying but greening in the American West. *Journal of Climate*, v. 30, n. 21, p. 8689-8710.
- MARVEL, Kate; BONFILS, Céline. 2013. Identifying external influences on global precipitation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 110, n. 48, p. 19301-19306.
- MARVEL, Kate; COOK, Benjamin I. 2022. Using machine learning to identify novel hydroclimate states. *Philosophical Transactions of the Royal Society A*, v. 380, n. 2238, p. 20210287.
- MARVEL, Kate et al. 2017. Observed and projected changes to the precipitation annual cycle. *Journal of Climate*, v. 30, n. 13, p. 4983-4995.
- NAUMANN, G. et al. 2021. The 2019-2021 extreme drought episode in La Plata Basin. Publications Office of the European Union, Luxembourg, ISBN 978-92-76- 41898-6 (online), doi:10.2760/773 (online), JRC126508.
- OCTAVIANTI, Thanti; STADDON, Chad. 2021. A review of 80 assessment tools measuring water security. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, v. 8, n. 3, p. e1516.
- OTTO, Friederike EL et al. 2015. Factors other than climate change, main drivers of 2014/15 water shortage in southeast Brazil. *Bulletin of the American Meteorological Society*, v. 96, n. 12, p. S35-S40.
- REGOTO, Pedro et al. 2021. Observed changes in air temperature and precipitation extremes over Brazil. *International Journal of Climatology*, v. 41, n. 11, p. 5125-5142.
- REYER, Christopher P. O. et al. 2017. Climate change impacts in Latin America and the Caribbean and their implications for development. *Regional Environmental Change*, [S. l.], v. 17, n. 6, p. 1601–1621.
- SANTER, Benjamin D. et al. 2007. Identification of human-induced changes in atmospheric moisture content. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 104, n. 39, p. 15248-15253.
- SOUZA, S. A.; AMORIM, R. S.; REIS, D. S. 2022. Correlação serial em séries hidrometeorológicas. In: Secas e cheias: modelagem e adaptação aos extremos hidrológicos no contexto da variabilidade e mudança do clima. Souza Filho, F. A.; Reis, D. S.; Galvão, C. O. Expressão Gráfica e Editora, Fortaleza.
- STOCKER, Thomas F. et al. 2013. Climate change 2013: the physical science basis. Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, [S. l.], v. 1535.
- TUCCI, Carlos EM; HESPANHOL, Ivanildo; CORDEIRO NETTO, Oscar de M. 2001. Gestão da água no Brasil.
- UNESCO and UNESCO i-WSSM. 2019. Water Security and the Sustainable Development Goals (Series 1). Global Water Security Issues (GWSI) Series; UNESCO Publishing: Paris, France.
- UN-WATER. 2013. Water Security and the Global Water Agenda: A UN-Water Analytical Brief. UN University, Hamilton, ON.
- VEETTIL, Anoop Valiya; MISHRA, Ashok K. 2016. Water security assessment using blue and green water footprint concepts. *Journal of Hydrology*, v. 542, p. 589-602.
- ZHANG, Xuebin et al. 2007. Detection of human influence on twentieth-century precipitation trends. *Nature*, v. 448, n. 7152, p. 461-465.3.

APPLICATION OF CAVITATION JET APPARATUS ON EVALUATION OF CAVITATION EROSION OF SOLID SURFACES

1 SeyedMehdi Mohammadizadeh, 2 José Gilberto Dalfré Filho, 3 Cassiano Sampaio Descovi, 4 Luis Fernando Murillo-Bermúdez, 5 Daniel Alfonso Sierra, 6 Gerald Augusto Corzo Perez

1 State University of Campinas, e-mail: mohammadizadeh@fec.unicamp.br; 2 State University of Campinas, e-mail: dalfre@unicamp.br; 3 State University of Campinas, e-mail: cassianodescovi@fec.unicamp.br; 4 State University of Campinas, e-mail: luismurillo@fec.unicamp.br; 5 State University of Campinas, e-mail: d192229@dac.unicamp.br; 6 IHE Delft Institute for Water Education, e-mail: g.corzo@un-ihe.org

Keywords: Cavitation Erosion; Submerged Cavitation Jet; Nozzle Geometry.

Abstract

This study focuses on investigating the erosion caused by cavitation, which is crucial for enhancing the operational efficiency of hydraulic systems such as hydropower plants and pumping systems. The researchers conducted a sensitivity analysis using a cavitation jet apparatus (CJA) and an experimental setup that involved a vertical cylindrical test tank, a submerged nozzle, and an aluminum sample (alloy 6351 T6). We maintained a fixed standoff of 5 cm and an orifice diameter of 2×10^{-3} m. Two different nozzle geometries were tested to assess their impact on cavitation erosion. The results showed that the 20° conical sharpened edges nozzle provided the highest erosion quantity, while the commercial nozzle (MEG 2510) caused less significant erosion. By standardizing the testing time to 1200 seconds and using a cavitation index of 0.14, they prevented overlapping pits. In conclusion, the CJA, with these adjustments, proved to be an effective tool for evaluating the cavitation resistance of solid surfaces.

Introduction

Cavitation is a complex phenomenon encompassing both hydrodynamic and material aspects, known to lead to disastrous consequences like cavitation erosion [1-6]. Hydrodynamically, it involves the formation of vapor structures in low-pressure regions of cavitating flow, which violently collapse upon entering areas of pressure recovery, resulting in erosion of solid surfaces [1-6]. Materially, cavitation erosion is characterized by material loss due to aggressive cavity collapses near surfaces, subjecting adjacent surfaces to high mechanical loads and stress levels that surpass the material's yield or fatigue stress, ultimately leading to material removal [2, 5].

The adverse effects of cavitation erosion significantly influence the design of hydraulic structures and machinery, such as spillways, hydropower plants, and pumping systems, leading to reduced operating lifetimes and increased maintenance costs [7-9]. Conversely, cavitation's destructive capabilities find valuable applications in industries like wastewater treatment, marine pipe cleaning, and petroleum well drilling [1, 10]. Additionally, it is utilized in medical applications, including shot-less peening and microbubble-enhanced high-intensity focused ultrasound for tumor ablation [3, 4, 10-13].

Researchers have explored various experimental methods to address cavitation's impact on solid surfaces and identify suitable materials for coatings and polishing [14, 15]. For instance, Zhao et al. proposed a cavitation rotary abrasive flow polishing method using multiple venturi cavitation channels [14]. However, existing test methods may not be ideal for evaluating the wear of nonmetallic aerospace materials [15]. Nozzle geometry significantly influences erosion rates, leading to experiments being conducted with various nozzle types and parameters [16-19]. Nonetheless, some equipment limitations hinder full compliance with testing standards (such as ASTM G134), necessitating improvements in standoff adjustments and pressure utilization [15, 17-19].

In this study, the authors aim to conduct a sensitivity analysis of cavitation erosion using a cavitation jet apparatus (CJA) and varying nozzle geometries. The objective is to achieve steady-state wear in a shorter time using lower-cost, weaker plunger pumps and to evaluate cavitation erosion in free-surface tank flow scenarios, which holds practical relevance for hydraulic structures [21, 22]. Given the limited focus on low-pressure tests and short durations in previous studies, further investigation into different nozzle geometries is deemed necessary.

Materials and Method

This study employs a submerged cavitating jet test technique, wherein a jet of liquid undergoes cavitation and impacts a stationary solid sample submerged in the liquid. The impact of the cavitation bubbles on the solid sample leads to erosion. To assess the cavitation erosion of solid surfaces, we utilized a specialized experimental apparatus known as the cavitation jet apparatus (CJA), as shown in Figure 1. It comprised several critical components, beginning with a positive displacement pump (1) generating an operating pressure of 14.50 MPa and a flow rate of 4.84×10^4 m³/sec. This pump was powered by an electric motor (2) with a power output of 12.33 hp at 1200 rpm, operating on 220 V/3 phase. A pipe (3) connected to the pump outlet led to a nozzle (4) positioned inside a vertical cylindrical test tank with a diameter of 0.68 m and a height of 0.74 m. The tank

was equipped with two circular glass windows (5) of 0.12 m diameter for observation purposes. A top drain (6) with a diameter of $\Phi = 6.35 \times 10^2$ m facilitated liquid discharge, while a bottom drain (7) of $\Phi = 1.27 \times 10^2$ m allowed for maintenance operations. At the bottom of the tank, a solid sample (8) composed of Aluminum alloy 6351 T6 was carefully placed. The tank was filled with tap water through the top drain, maintaining a constant temperature of 26 ± 1 °C.

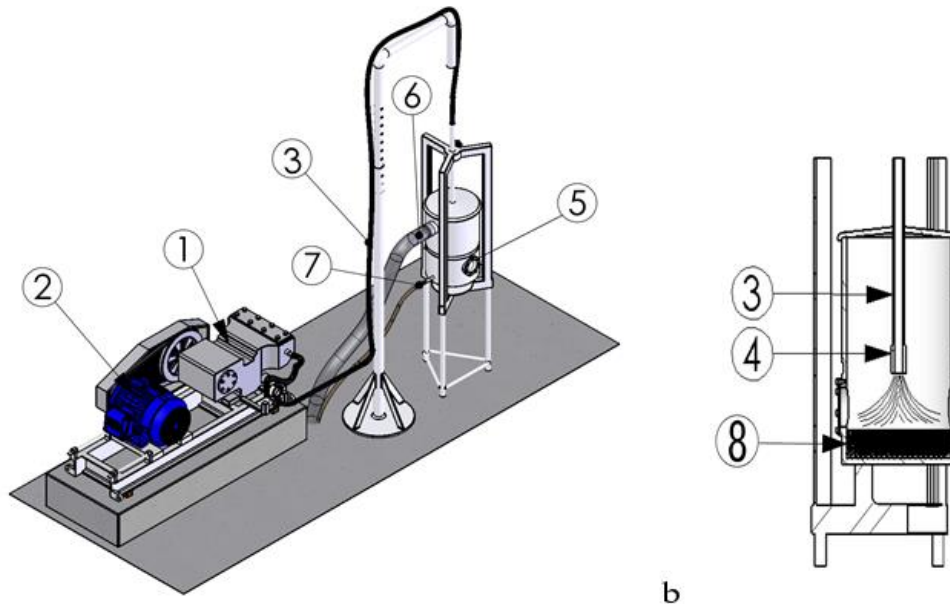


Figure 1: CJA;(a) Scheme of cavitating jet apparatus, (b) Cylindrical test tank detail (dimensions not to scale)

One significant advantage of the CJA setup was the adjustability of the nozzle's orifice diameter, nozzle geometry, and standoff. This feature allowed precise control over the cavitation process, enabling various experimental conditions and enhancing the accuracy of results.

The intensity of cavitation erosion is influenced by several crucial parameters, namely the cavitation index (σ), the orifice diameter of the nozzle (D), the standoff (S), and the nozzle geometry. According to Falvey's research [23], cavitation index values (σ) within the range of 0.10 to 0.20 indicate developed cavitation, with the presence of small bubbles in the liquid. In light of this study and to reduce the test duration, a suitable cavitation index value of 0.14 was chosen for evaluating cavitation erosion.

To investigate the impact of nozzle orifice diameter on erosion quantity, five different diameters (2×10^{-3} , 2.5×10^{-3} , 3×10^{-3} , 3.25×10^{-3} , and 3.50×10^{-3} m) were employed in previous studies [5, 24]. The results demonstrated that using an orifice diameter of 2 ± 0.05 mm resulted in the highest erosion quantity compared to the other diameters, thus it was adopted for this research.

The standoff (S) denotes the distance from the downstream of the nozzle orifice to the sample surface. In this study, the standoff was set at 0.05 m (± 0.005). However, this parameter requires further investigation in future research to determine the most susceptible standoff.

Furthermore, to achieve maximum cavitation erosion, two distinctive nozzle geometries were tested to identify the most vulnerable one. These encompassed a 20° conical nozzle with sharpened edges and a commercially available nozzle known as MEG 2510 WASH JET SPRAY NOZZLE, as shown in Figure 2.

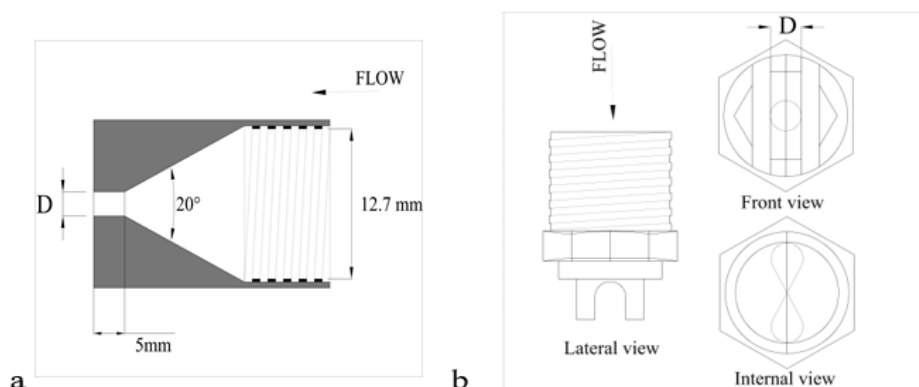


Figure 2: Nozzles' scheme used in cavitation jet apparatus; (a) 20° conical nozzle, (b) MEG 2510 WASH JET SPRAY NOZZLE

Previous studies have consistently used aluminum samples to assess pitting and measure cavitation erosion [4, 25-28]. Aluminum was chosen not as the subject of erosion evaluation, but rather as a means to record the intensity of cavitation bubble collapses. Any implosion causing sufficient damage to the material would lead to permanent deformation in the aluminum. In this research, an aluminum sample (alloy 6351 T6) with a diameter of 0.15 m and a thickness of 6.5×10^{-3} m was placed at the tank's bottom as the solid sample. Tables 1 and 2 list the mechanical and physical as well as chemical properties of the aluminum sample.

Table 1: Mechanical and physical properties of the sample

Mechanical and physical properties of Aluminum (alloy 6351 T6)	
Density (g/cm ³)	2.71
Hardness Brinell	95
Hardness Knoop	130
Modulus of Elasticity (GPa)	68.9
Fatigue Strength (MPa)	89.6
Poissons Ratio	0.33
Tensile Strength, Ultimate (MPa)	310
Tensile Strength, Yield (MPa)	283
Elongation at Break (%)	14
Shear Modulus (GPa)	26
Shear Strength (MPa)	200
Thermal Conductivity (W/m-K)	176

Table 2: Chemical properties of Aluminum sample

Component element properties of Aluminum (alloy 6351 T6)	
Aluminum, Al	95.9 - 98.5 (%)
Copper, Cu	<= 0.10 (%)
Iron, Fe	<= 0.50 (%)
Magnesium, Mg	0.40 - 0.80 (%)
Manganese, Mn	0.40 - 0.80 (%)
Other, each	<= 0.05 (%)
Other, total	<= 0.15 (%)
Silicon, Si	0.70 - 1.3 (%)

Cavitation erosion was evaluated by creating a concentric ring with two distinct regions, one exhibiting intensive cavitation and the other showing moderate cavitation, around a central damaged area of the sample. Using a Trinocular Stereoscopic Microscope (OPTON Microscope) with zoom capabilities (1X to 4X) and magnification range (10x to 160x), the number of pits on the intensely cavitated surface of the polished aluminum sample was counted for visual examination. The quantification of cavitation erosion (wear) involved calculating the number of pits per square centimeter within the region characterized by intensive cavitation.

Results and Discussion

The significance of nozzle geometry in influencing the aggressive intensity of the cavitating jet has been highlighted in the studies conducted by Gensheng [9], Soyama [10, 11, 20], and Hulti [18, 19]. To investigate this further, an experimental test was conducted to analyze the impact of employing two different nozzle geometries while keeping the standoff distance fixed at 0.05 m (± 0.005), along with an orifice diameter of 2×10^{-3} m and a cavitation index of $\sigma = 0.14$. Each test was repeated at least three times using similar samples to determine the measurement precision, indicated by the standard deviation in Figures 3 and 4.

The study measured the intensively cavitated diameter, which was found to be 0.04 ± 0.002 meters. The cavitation erosion on an aluminum sample was then investigated over a 1200-second time period, with observations taken at 60-second intervals up to 1200 seconds. The results revealed that the use of a 20° conical sharpened edges nozzle led to the highest erosion in the Cavitation Jet Apparatus (CJA). The erosion rates were recorded as 27.67 pits/cm² at the initial 60 seconds, followed by 48.54, 72.81, 95.19, 178.88, and 258.55 pits/cm² at 120, 180, 240, 300, and 1200 seconds, respectively.

Furthermore, Figure 3 indicated that when MEG 2510 was used during different test periods, the measured erosion was less than half of the same scenario using the 20° conical sharpened edges nozzle. Additionally, it is evident that erosion is directly linked to the passage of time up to $t = 1200$ seconds. The commercial nozzle (MEG 2510) exhibited the least amount of wear, indicating its worse performance. This observation suggests that the 20° conical sharpened edges nozzle results in a more rapid decline in pressure and a simultaneous increase in velocity compared to MEG 2510. These factors significantly contribute to the increased erosion seen with the 20° conical sharp-edged nozzle.

Moreover, all curves displayed a knee-shaped pattern, which was observed around the time interval between $t = 180$ and 300 seconds. This knee-shaped region was associated with a sharp increase in erosion. Subsequently, a gradual improvement in erosive behavior was seen until the end of the exposure time at $t = 1200$ seconds. Referring to ASTM G134 [15], which discusses the knee-shaped pattern followed by a gentle slope of erosion rate, our current research aligns with these findings, confirming that $t = 1200$ seconds is an appropriate exposure time to achieve wear stability and assess erosion using the CJA (Cavitation Jet Apparatus). Furthermore, extending the test duration beyond 1200 seconds allows for clearer observation of individual pits, avoiding potential overlap.

In Figure 4, a comparative analysis of erosion is depicted, considering both the number of pits and the number of pits per area of the highly cavitated area (pits/cm²) with respect to various nozzle geometries. The data is presented at a fixed time ($t = 1200$ sec, which marks the end of the testing period). Consequently, the Cavitating Jet Apparatus (CJA) proves to be a suitable method for accurately evaluating cavitation erosion on solid surfaces.

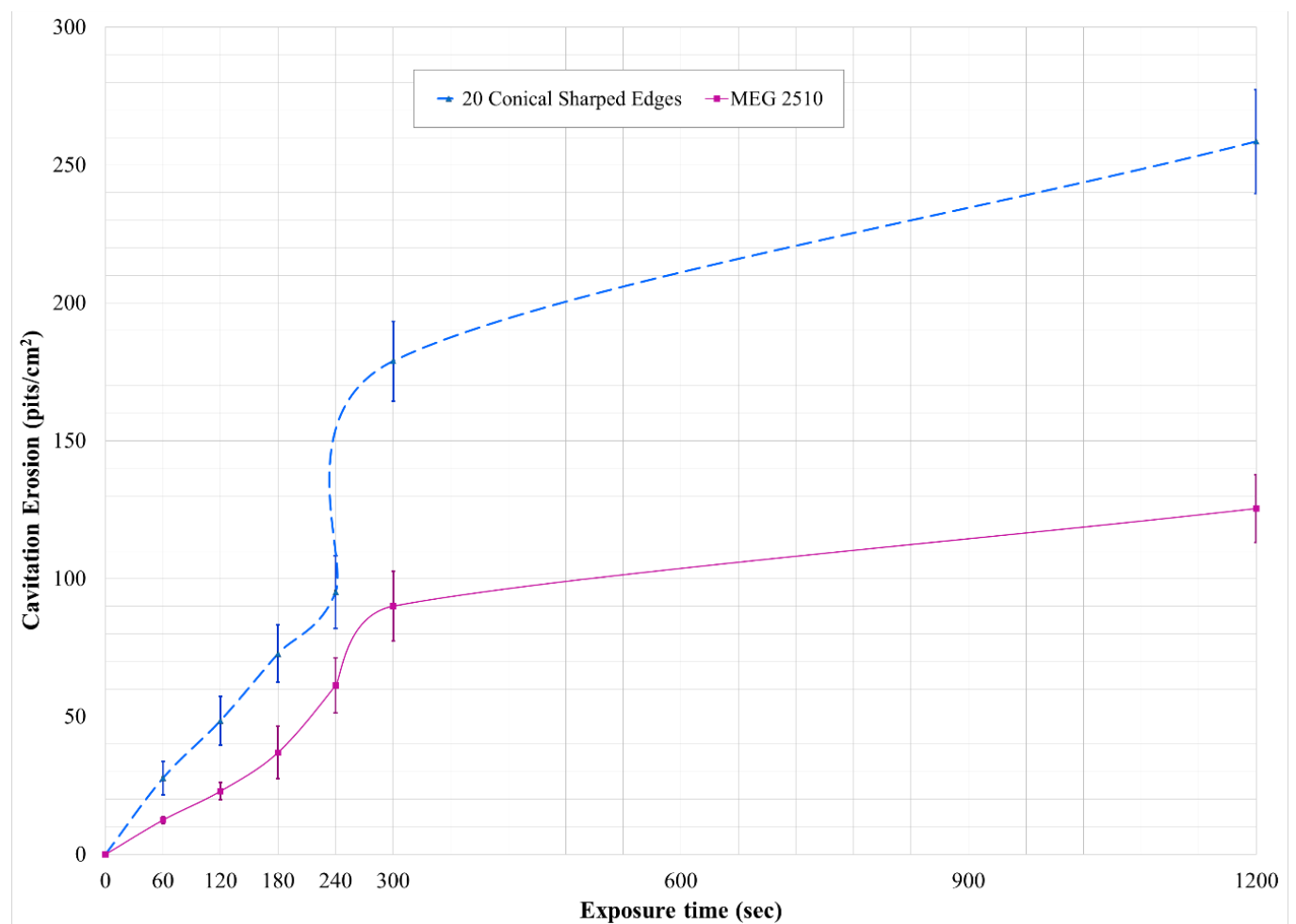


Figure 3: Effects of different nozzle geometries on Cavitation Erosion respect to Exposure time (nozzle orifice diameter = 2 mm, standoff = 5 cm, and intensively cavitated diameter of sample = 4 cm). Error bars present Standard Deviation.

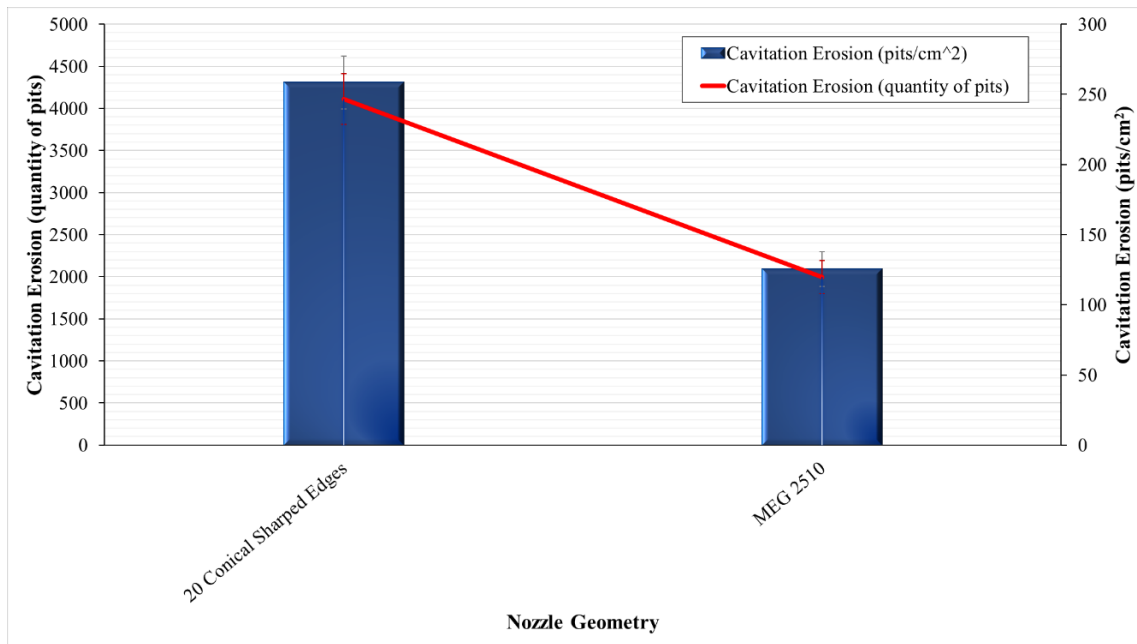


Figure 4: Effect of different nozzle geometries on Cavitation Erosion quantity at the particular moment of 1200 sec (standoff = 5 cm, orifice diameter of nozzle = 2 mm, and intensively cavitated diameter of sample = 4 cm).

Conclusion

In conclusion, this research detailed the application of a submerged cavitating jet test technique to assess cavitation erosion on solid surfaces. The experimental apparatus, the cavitation jet apparatus (CJA), played a crucial role in conducting the experiments. By utilizing the CJA, we gained valuable insights into cavitation-induced erosion phenomena and its potential applications in engineering and material science disciplines. The experimental flexibility offered by the adjustable components further enhanced the experimental capabilities of the study. The findings presented here contribute to the understanding of cavitation erosion and may lead to advancements in various industrial applications where cavitation plays a significant role.

Acknowledgements

This work was supported by the Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES)) [grant numbers 88887.701529/2022-00, 88887.497812/2020-00, 88887.701389/2022-00 and 88887.805051/2023-00] and São Paulo Research Foundation (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP)) [grant numbers 2002/10348-0 and 2019/12166-7], which are gratefully acknowledged.

References

- [1] Franc JP; Michel JM. 2006. Fundamentals of cavitation. vol. 76. Springer science & Business media. ISBN 1402022336, 9781402022333.
- [2] Arabnejad MH; Amini A; Farhat M; Bensow RE. 2020. Hydrodynamic mechanisms of aggressive collapse events in leading edge cavitation. *Journal of Hydrodynamics*. 32(1):6–19. doi:10.1007/s42241-020-0002-8.
- [3] Peng C; Tian S; Li G; Wei M. 2020. Enhancement of cavitation intensity and erosion ability of submerged cavitation jet by adding micro-particles. *Ocean Engineering*. 209:107516. doi:10.1016/j.oceaneng.2020.107516.
- [4] Soyama H; Simoncini M; Cabibbo M. 2021. Effect of cavitation peening on fatigue properties in friction stir welded aluminum alloy aa5754. *Metals*. 11(1):59. doi:10.3390/met11010059.
- [5] Genovez A; Dalfre Filho J. 2008. Efficiency evaluation of cavitating jet apparatus. In: 2nd International Junior Researcher and Engineer Workshop on Hydraulic Structures, IAHR, Pisa, Italy. PLUS-Pisa University Press. p. 107–12.
- [6] GUALTIERI C; CHANSON H. 2021. Physical and numerical modelling of air-water flows: an introductory overview. *Environmental Modelling & Software*. doi:10.1016/j.envsoft.2021.105109.
- [7] Asnaghi A; Svennberg U; Gustafsson R; Bensow RE. 2021. Propeller tip vortex mitigation by roughness application. *Applied Ocean Research*. 106:102449. doi:10.1016/j.apor.2020.102449.
- [8] Jahangir S; Ghahramani E; Neuhauser M; Bourgeois S; Bensow RE. 2021. Poelma C. Experimental investigation of cavitation-induced erosion around a surface-mounted bluff body. *Wear*. 480-481:203917. doi:10.1016/j.Wear.2021.203917.

- [9] Gensheng L; Zhonghou S; Changshan Z; Debin Z; Hongbing C. 2005. Investigation and application of self-resonating cavitating water jet in petroleum engineering. *Petroleum science and technology*. 23(1):1–15. doi:10.1081/LFT-20009686218.
- [10] Soyama H. 2020. Cavitating jet: A review. *Applied Sciences*. 10(20):7280. doi:10.3390/app10207280.
- [11] Soyama H. 2020. Cavitation peening: A review. *Metals*. 10(2):270. doi:10.3390/met10020270.
- [12] Soyama H; Kikuchi T; Nishikawa M; Takakuwa O. 2011. Introduction of compressive residual stress into stainless steel by employing a cavitating jet in air. *Surface and Coatings Technology*. 205(10):3167–74. doi:10.1016/j.surfcoat.2010.11.031.
- [13] Ma J; Gnanaskandan A; Hsiao CT; Chahine GL. 2021. Message Passing Inter- face Parallelization for Two-Way Coupled Euler–Lagrange Simulation of Microbubble Enhanced HIFU. *Journal of Fluids Engineering*. 143(8). doi:10.1115/1.4051148;081105.
- [14] Zhao J; Jiang E; Qi H; Ji S; Chen Z. 2020. A novel polishing method for single-crystal silicon using the cavitation rotary abrasive flow. *Precision Engineering*. 61:72–81. doi:10.1016/j.precisioneng.2019.10.002.
- [15] ASTM G134-17. Standard test method for erosion of solid materials by cavitating liquid jet. Standard; ASTM International; 100 Barr Harbor Drive, PO Box C700, West Conshohocken, PA, 19428-2959 USA; 2017. URL: <https://www.astm.org/g0134-17.html>; [Accessed: 30/03/2022].
- [16] El Hassan M; Bukharin N; Al-Kouz W; Zhang JW; Li WF. 2021. A review on the erosion mechanism in cavitating jets and their industrial applications. *Applied Sciences*. 11(7):3166. doi:10.3390/app11073166.
- [17] Yamauchi Y; Soyama H; Adachi Y; Sato K; Shindo T; Oba R; et al. 1995. Suitable region of high-speed submerged water jets for cutting and peening. *JSME International Journal Series B Fluids and Thermal Engineering*. 38(1):31–8. doi:10.1299/jsmeb.38.31.
- [18] Hutli E; Nedeljkovic MS; Bonyar A; L'egr'ady D. 2017. Experimental study on the influence of geometrical parameters on the cavitation erosion characteristics of high speed submerged jets. *Experimental Thermal and Fluid Science*. 80:281–92. doi:10.1016/j.expthermflusci.2016.08.026.
- [19] Hutli E; Nedeljkovic MS; Radovic NA; Bonyar A. 2016. The relation between the high speed submerged cavitating jet behaviour and the cavitation erosion process. *International Journal of Multiphase Flow*. 83:27–38. doi:10.1016/j.ijmultiphaseflow.2016.03.005.
- [20] Soyama H. 2013. Effect of nozzle geometry on a standard cavitation erosion test using a cavitating jet. *Wear*. 297(1-2):895–902. doi:10.1016/j.wear.2012.11.008.
- [21] Mohammadzadeh S; Azhdary Moghaddam M; Talebbeydokhti N. 2021. Analysis of flow in porous media using combined pressurized-free surface network. *Journal of Porous Media*. 24. doi:10.1615/JPorMedia.2021025407.
- [22] Yan R; Monaghan JJ; Valizadeh A; Xu F. 2015. The effect of air on solid body impact with water in two dimensions. *Journal of Fluids and Structures*. 59:146–64. doi:10.1016/j.jfluidstructs.2015.08.015.
- [23] Falvey HT. 1990. Cavitation in chutes and spillways. US Department of the Interior, Bureau of Reclamation Denver.
- [24] Dalfre Filho JG; Genovez AIB. 2009. Alternative apparatus to evaluate cavitation damage. *Journal of Materials in Civil Engineering*. 21(12). doi:doi.org/10.1061/(ASCE)0899-1561(2009)21:12(797).
- [25] Takahashi K; Osedo H; Suzuki T; Fukuda S. 2018. Fatigue strength improvement of an aluminum alloy with a crack-like surface defect using shot peening and cavitation peening. *Engineering Fracture Mechanics*. 193:151–61. doi:10.1016/j.engfracmech.2018.02.013.
- [26] Kadivar E; el Moctar O; Skoda R; Loschner U. 2021. Experimental study of the control of cavitation-induced erosion created by collapse of single bubbles using a micro structured riblet. *Wear*. 486:204087. doi:10.1016/j. Wear.2021.204087.
- [27] Nagalingam AP; Thiruchelvam VC; Yeo S. 2019. A novel hydrodynamic cavitation abrasive technique for internal surface finishing. *Journal of Manufacturing Processes*. 46:44–58. doi:10.1016/j.jmapro.2019.08.014.
- [28] Lv D; Lian Z; Zhang T. 2018. Study of cavitation and cavitation erosion quantitative method based on image processing technique. *Advances in Civil Engineering*. doi:10.1155/2018/5317578.

PEGADA HÍDRICA: CONCEITOS E USOS MÚLTIPLOS DA ÁGUA NO AMAZONAS

**Katriane Monteiro da Cunha¹, Ayub Borges Marques², José Camilo Ramos de Souza³,
Carlossandro Carvalho de Albuquerque⁴**

** 1Universidade do Estado do Amazonas – UEA, kmdc.mgr22@gmail.com, 2Universidade do Estado do Amazonas – UEA, abm.mgr22@uea.edu.br, 3Universidade do Estado do Amazonas – UEA, jramos@uea.edu.br, 4Universidade do Estado do Amazonas – UEA, cscarvalho@uea.edu.br*

Palavras-Chave: Pegada Hídrica. Usos múltiplos da Água. Recursos Hídricos.

Resumo

Dentre os indicadores de sustentabilidade ambiental, a pegada hídrica tornou-se importante indicador que identifica o volume de água consumida pela população, além da utilização na produção de bens e serviços e no consumo direto da água (SILVA et al., 2013). Portanto, podemos tratar a pegada hídrica como uma ferramenta metodológica para estimar o uso da água em seus variados tipos de consumo. Assim, as informações encontradas por meio deste importante indicador, promovem aos órgãos gestores de recursos hídricos a elaboração de estratégias e tomada de decisões no sentido de garantir a conservação dos recursos naturais do ambiente. Diante do exposto, o presente artigo apresenta uma revisão bibliográfica do indicador pegada hídrica, discutindo os tipos de pegada hídrica, além de identificar a sua relação com os principais tipos de uso da água no Amazonas.

Keywords: Water footprint. Sustainability indicators. Water resources.

Abstract:

Among the indicators of environmental sustainability, the water footprint has become an important indicator that identifies the volume of water consumed by the population, in addition to the use in the production of goods and services and the direct consumption of water (SILVA et al., 2013). Therefore, we can treat the water footprint as a methodological tool to estimate the use of water in its various types of consumption. Thus, the information found through this important indicator promotes the development of strategies and decision-making for the management of water resources in order to ensure the conservation of natural resources in the environment. Given the above, this paper presents a literature review of the water footprint indicator, discussing the types of water footprint and identifying its relationship with the main types of water use in Amazonas.

Introdução

Indicadores ambientais são medidas quantitativas que permitem avaliar a condição ambiental de um determinado sistema. Eles são utilizados para medir a pressão sobre os recursos naturais, a resposta do ambiente às atividades humanas e o desempenho das políticas ambientais.

Em relação a recursos hídricos, os indicadores ambientais podem incluir medidas como a quantidade de água disponível, a qualidade da água, a demanda por água, a eficiência no uso da água e a vulnerabilidade dos recursos hídricos às alterações climáticas e outras pressões. Esses indicadores podem ser utilizados para avaliar o estado dos recursos hídricos e identificar áreas onde é necessário tomar medidas para melhorar a gestão da água.

Além disso, os indicadores ambientais também são utilizados para avaliar o desempenho das políticas e programas de gestão de recursos hídricos. Eles podem ser usados para medir o progresso em direção a metas estabelecidas e identificar áreas onde é necessário fazer ajustes para alcançar essas metas.

A pegada hídrica é uma medida da quantidade de água utilizada para produzir bens e serviços. Ela pode ser calculada para indivíduos, empresas, comunidades ou países. A pegada hídrica inclui não apenas a água usada diretamente, mas também a água necessária para produzir os insumos e gerar energia utilizados na produção. O objetivo da medição da pegada hídrica é identificar áreas onde a água é usada de forma ineficiente e encontrar maneiras de reduzir o uso de água.

A pegada hídrica no Brasil é definida como a quantidade de água utilizada direta e indiretamente para produzir bens e serviços no país. Isso inclui a água usada na agricultura, indústria e geração de energia, bem como a água necessária para produzir os insumos utilizados nesses setores. A pegada hídrica também inclui a água usada pelas comunidades e pelos indivíduos. A medição da pegada hídrica no Brasil é importante para entender como o uso de água está afetando os recursos hídricos e encontrar maneiras de melhorar a eficiência do uso de água no país.

No estado do Amazonas, a pegada hídrica pode ser usada como um indicador ambiental para avaliar o impacto da atividade humana na disponibilidade de água e na qualidade da água na região. Podendo, ainda, contribuir na identificação das fontes de desperdício de água e oportunidades para aumentar a eficiência na utilização da água. Além disso, pode ser usada para avaliar o impacto das mudanças climáticas na disponibilidade de água e para desenvolver estratégias de gestão de recursos

hídricos mais eficientes e sustentáveis. A relação entre a água e a indústria é crítica no estado do Amazonas, pois a demanda da indústria pode afetar a disponibilidade de água para outros usos, como o abastecimento humano e a agricultura. Além disso, a poluição industrial pode afetar a qualidade da água e impactar negativamente o meio ambiente e a saúde da população. Deste modo, é importante garantir a gestão sustentável da água, equilibrando as necessidades da indústria com as necessidades dos demais usuários e o meio ambiente.

Neste contexto, o referido artigo tem por objetivo analisar o conceito de pegada hídrica como um indicador de sustentabilidade ambiental, considerando-se os diversos usos múltiplos e desordenado da terra e das águas, podendo ocasionar a degradação irreversível da paisagem natural de bacias hidrográficas, além de prejudicar a prestação dos serviços ambientais à sociedade no estado do Amazonas.

Material e Métodos

Para promover os conhecimentos conceituais acerca da pegada hídrica como indicador ambiental, foram utilizados métodos de pesquisa básica e revisão bibliográfica em livros, sites, periódicos e nas bases: Scientific Electronic Library Online (SIELO), Coordenação de Aperfeiçoamento de pessoal de Nível Superior (CAPES) e Google Acadêmico, para compor a pesquisa descritiva sobre a problemática dos recursos hídricos no Amazonas. Sendo assim, a abordagem temática pode ser considerada qualitativa, tendo como principal objetivo examinar por meio de uma reflexão crítica a eficácia e os conceitos referente às políticas públicas, principalmente, ao qual envolvem critérios relativos a informações no sentido de criar indicadores ambientais. Para tanto, o conceito da pegada hídrica tem o intuito de mensurar a utilização de água doce, de maneira, que por meio de indicadores ambientais, seja possível demonstrar o consumo por habitantes, regiões ou comunidades.

Diante disto, para uma melhor análise da pesquisa do tema abordado nesse artigo, foram utilizados também conceitos básicos da pegada hídrica, utilizando o manual publicado pela Water Footprint Network (HOEKSTRA et al., 2009). O manual da PH, faz referência do conhecimento básico do uso da água dos produtos utilizados pelos ser humanos.

O presente artigo apresenta reflexões fundamentais e teóricas para ampliação do conhecimento referente a pegada hídrica, com uso múltiplo de água em no qual deve-se considerar, as complexas discussões que envolvem os recursos hídricos, bem como, seus usos múltiplos. Neste contexto, identifica-se a relação transversal entre as esferas de governo (federal, estadual e municipal), principalmente, no que tange ao controle de acesso e alocação de água adequada aos variados biomas existentes no País.

Resultados e Discussão

Tipos de Pegadas Hídricas

A pegada hídrica pode ser definida como uma medida de volume total de água doce que é usada na produção de bens e serviços. Portanto, as águas utilizadas no processo de cultivo, criação de produtos agrícolas, na fabricação de produtos e na produção industrial, assim como, na irrigação, na limpeza e no processo de fabricação de produtos hoje vendido no mundo, podem ser quantificadas. Diante disto, o aumento desses níveis de produção de consumo resultará em um aumento constante na demanda por recursos hídricos, a pegada hídrica é medida em metros cúbicos de água por unidade de produto ou serviços.

Desta maneira, a pegada hídrica é calculada em diferentes níveis, incluindo a pegada hídrica de um indivíduo, empresa ou país. Tornando-se uma ferramenta de grande importância para entender o uso de água na produção de bens e serviços, considerando suas variadas maneiras de reduzir o consumo de água. Entretanto, a pegada hídrica pode ser usada para avaliar a sustentabilidade em diferentes processos de produção em termos de uso da água.

De acordo com HOEKSTRA (2011), a pegada hídrica é um indicador de sustentabilidade de consumo de água doce que investiga não só o uso direto ou indireto de água por parte de um consumidor ou produtor. Ou seja, foge de um conceito tradicional e restrito de apropriação do recurso, onde é medido apenas volume de água que pode ser captado.

Existem três tipos de pegada hídrica, pegada hídrica azul, pegada hídrica verde e pegada hídrica cinza, como podemos observar na figura 1.

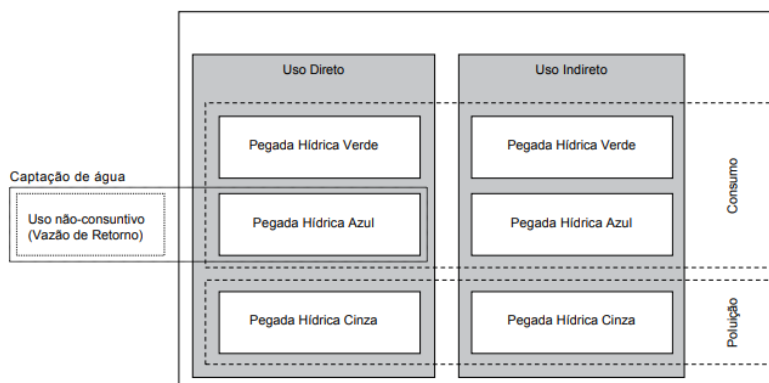


Figura 1 – Diferentes tipos de pegadas hídricas

Fonte: Manual da pegada hídrica (2011)

Pegada hídrica azul, é a quantidade de água superficial e subterrânea que é utilizada na produção de bens e serviços como por exemplo: processos industriais, água para irrigação e produção de energia. Isso acontece quando a água da chuva é evaporada, incorporada a um produto ou retirada de um corpo de água e direcionada a outro, quando não há o retorno para a mesma bacia, quando esse retorno da água não é no mesmo período, como por exemplo, a água é retirada no tempo de seca e volta em um período chuvoso (HOEKSTRA et al., 2011).

Pegada hídrica verde, é a quantidade de água da chuva que é evaporada ou utilizada na produção de produtos agrícolas, como por exemplo: legumes, frutas e cereais. A pegada hídrica verde também é representada como um indicador do grau de poluição da água doce, que é calculada pela quantidade de carga de poluente pela diferença entre a concentração de padrões ambientais de qualidade da água para um determinado poluente e sua concentração de condições naturais (HOEKSTRA et al., 2011).

Pegada hídrica cinza, é a quantidade de água necessária para diluir a poluição gerada na produção de bens e serviços, para garantir que a qualidade da água seja mantida em níveis aceitáveis, como por exemplo: a água necessária para diluir poluentes em uma fábrica antes de ser despejada ao meio ambiente. Pode ser utilizada também para o cultivo de plantas, ou seja, nem toda água será utilizada para a cultura, uma vez que parte será evaporada ou transpirada pelas plantas (HOEKSTRA et al., 2011).

Diante todo contexto, a pegada hídrica foi criada como um indicador para medir e analisar esses consumos da água. E medir a quantidade de água usada não apenas pelo consumo direto ou indireto, mas também, para aquele consumo agregado a um produto consumido por um indivíduo, de maneira, que essas informações sirvam como embasamento para tomada de decisões relacionadas à gestão dos recursos hídricos.

Sustentabilidade

Na atualidade a sociedade cada vez mais, vem se preocupado com a sustentabilidade e gestão de recursos hídricos, sendo estes temas discutidos em artigos, seminários, simpósios, principalmente, em instituições municipais e estaduais, além dos comitês de bacia hidrográfica. Considerando o aumento da demanda de recursos hídricos, seja em virtude do crescimento populacional, uma vez que os setores industriais produzem gradativamente mais produtos, no intuito de suprir os diversos tipos de consumo da população mundial. A água é um recurso natural que está sempre presente em todos os processos e atividades humanas, entre os quais estão relacionados com a produção de alimentos, produção agropecuária, sendo componente indispensável para garantir a capacidade de produção (STRASBURG; JAHNO, 2015).

De acordo com Van Oel e Hoekstra (2012), relata que a sustentabilidade de uma pegada hídrica depende das questões locais, como por exemplo, onde as regiões apresentam grande quantidade de água, a pegada hídrica, torna-se sustentável. No entanto, em outras regiões que enfrentam problemas de escassez de água, a pegada hídrica é menor, ou seja, podendo comprometer a sustentabilidade.

Na região amazônica o desmatamento e reflorestamento afeta diretamente a disponibilidade de água e o uso da água doce que está diretamente ligado com os problemas de escassez e poluição ambiental, principalmente quando se trata de resíduo despejado nos igarapés e rios.

Diante disto, as discussões para melhorar ou implementar soluções sustentáveis, tornam-se imprescindíveis para garantir os recursos naturais para as futuras gerações, porém, deve-se considerar a interdependência entre as questões sociais, ambientais e econômicas.

Usos múltiplos da água no Amazonas

A pegada hídrica é um grande indicador multifuncional, pois a partir do seu cálculo se tem uma avaliação do quanto a água doce é necessária para garantir a produção de um determinado produto de interesse, é calculada a partir da pegada hídrica verde, azul e cinza.

De acordo com a Resolução CONAMA n. 357/2005, em seu artigo 4o as águas doces classificadas como Classe II podem ser destinadas aos seguintes usos:

Abastecimento de água com tratamento convencional para consumo humano;

Proteção das comunidades aquáticas;

Recreação com contato direto à água, como mergulho;

Irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto;

Atividade de pesca e aquicultura;

Dessa forma, a pegada hídrica pode ser utilizada para todos os tipos de uso previstos pela CONAMA (2005). E os tipos de pegada hídrica atendem principalmente ao abastecimento de água.

A região amazônica é caracterizada por sua grande biodiversidade e tem valiosa importância para manutenção do equilíbrio climático global. De maneira, que os recursos naturais existentes na região, podem ser utilizados para diversos fins, tanto pela população quanto para indústria, agricultura e outros.

Pode-se destacar os diversos usos da água na Amazônia ao qual incluem:

Abastecimento urbano, onde a água utilizada serve para abastecer as cidades e municípios da região, através de um sistema de captação de tratamento e distribuição de água.

Agricultura e piscicultura, onde a água utilizada serve para irrigação de lavouras, cultivos de frutas, peixes e criação de animais.

Transporte fluvial: os rios e lago da região amazônica são muito importantes para os transportes de produtos agrícolas e minerais, além disso, eles podem ser utilizados para transportes de pessoas.

Geração de energia hidrelétricas: na região amazônica existem diversas usinas hidrelétricas que usam a força das águas dos rios para gerar energia elétrica.

Atividades turísticas: o turismo na região amazônica é uma das importantes atividades, onde água é utilizada para passeios de barcos, pesca esportiva e balneabilidade (cachoeiras e rios).

No Amazonas, a água tem uma importância essencial, tendo em vista que o acesso ao Estado, por exemplo, se dá, basicamente, por meio fluvial ou aéreo (AMAZONAS, 2017). Todos os municípios que compõem o Estado estão estreitamente ligados à questão da água, que move a economia da maioria deles. Considerando seus usos mais comuns, sendo para consumo direto ou indireto, a qualidade da água possui um papel significativo. Isto porque, quando não tratada de maneira adequada, este líquido põe em risco a saúde da população que faz uso do mesmo.

Diante disto, que a gestão de recursos hídricos na Amazônia leva em consideração a preservação dos seus ecossistemas aquáticos e a garantia desse acesso à água para as comunidades e populações ribeirinhas, pois promovem a sustentabilidade dos recursos hídricos, envolvendo os fatores econômicos, ambientais e sociais.

Considerações Finais

Vale destacar que a utilização da pegada hídrica como ferramenta de gestão, representa significativo avanço para as temáticas relacionadas aos recursos hídricos, além de proporcionar a tomada de decisões em demandas transversais voltadas ao meio ambiente. Desta forma, podemos ressaltar que a pegada hídrica é utilizada como indicador de sustentabilidade ambiental, onde seu conceito avalia o uso direto e indireto de água doce utilizada nos bens de consumo e serviços.

É imperioso ressaltar, que a redução da pegada hídrica também pode ser conhecida através do aumento de tarifas pelos serviços de abastecimento de água na cidade e nas agroindústrias. De certa forma, a população será sensibilizada para o consumo mais consciente e o uso mais eficiente da água.

Outra possibilidade, que poderia ser implantada pelo governo estadual e/ou municipal, seria elaboração de plano de incentivos para as empresas e pessoas que adotam o reuso da água, além disso, poderiam ser criados e divulgados manuais de medidas sustentáveis, que possam ser aplicadas pela população, através desse resultado, poderá adotar um menor custo econômico, conseqüentemente, uma menor pegada hídrica.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua, da Universidade do Estado do Amazonas – UEA, a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES), agradeço também a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas - FAPEAM pelo apoio financeiro em forma de bolsa. Aos Professores Doutores, José Camilo Ramos de Souza e Carlossandro Carvalho de Albuquerque pelas correções e ensinamentos que me permitiram a concluir este artigo.

Referências Bibliográficas

ESTADO DO AMAZONAS. Dados. Disponível em: <http://www.amazonas.am.gov.br/o-amazonas/dados/>. Acesso em: 25 fev. 2023

BRASIL. Lei Federal nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Política Nacional de Recursos Hídricos. Brasília, 9 jan. 1997. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19433.htm. Acesso em 20 de jan. 2023.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 357, de 15 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: http://pnqa.ana.gov.br/Publicacao/RESOLUCAO_CONAMA_n_357.pdf. Acesso em: 01 dez. 2023.

HOEKSTRA, A.Y; CHAPAGAIN, A. K; ALADAYA, M.M; MEKONNEN, M.M., 2011, The Water Footprint Assessment Manual. In: ISBN: 978-1-84971-279-8 hardback, London • Washington, DC.

OCDE (2015), Governança dos Recursos Hídricos no Brasil, OECD Publishing, Paris, <https://doi.org/10.1787/9789264238169-pt>. Acesso em 10 de fev. 2023.

ONU, Organização das Nações Unidas. Relatório Mundial das Nações Unidas sobre o Desenvolvimento dos Recursos Hídricos 2017. Disponível em <https://cdn.agenciapeixe vivo.org.br/media/2019/06/Relat%C3%B3rio-Mundial-das-Na%C3%A7%C3%B5es-Unidas-sobre-o-Desenvolvimento-dos-Recursos.pdf>. Acesso em 10 de fev. 2023.

RUSCHEINSKY, Aloísio; REINEHR, Rosmarie. Governança, Riscos Socioambientais e Educação das Águas. Editora Appris, 2020.

STRASBURG, V. J.; JAHNO, V. D. Sustentabilidade de cardápio: avaliação da pegada hídrica nas refeições de um restaurante universitário. Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science, Taubaté, vol. 10, núm. 4, p. 903-914, 2015.

VAN OEL, P. R.; HOEKSTRA, ARJEN YSBERT. Towards quantification of the water footprint of paper: a first estimate of its consumptive component. Water resources management, v. 26, n. 3, p. 733-749, 2012.



ARTIGOS COMPLETOS

ÁREA TEMÁTICA
Sistemas Sustentáveis de Drenagem Urbana

A INFRAESTRUTURA VERDE COMO ABORDAGEM DE RENATURALIZAÇÃO DA PAISAGEM URBANA: CONCEPÇÕES E ELEMENTOS ESTRUTURANTES

1 Raquel Oliveira de Albuquerque, 2 Maria do Carmo de Lima Bezerra

1 Universidade de Brasília, e-mail: arq.raquel.a@gmail.com; 2 Universidade de Brasília, e-mail:mdclbezerra@gmail.com

Palavras-chave: Infraestrutura verde; Soluções baseadas na Natureza; drenagem

Resumo

As cidades constituídas valeram-se sempre da urbanização com o aumento de áreas impermeabilizadas, esse fato se somou ao aumento dos picos climáticos levando a infraestrutura de drenagem tradicional não mais responder a sua função de promover o escoamento das águas de forma eficaz. Isso impõe, de um lado, a adoção de um urbanismo sensível à água, onde houver condições para tal, e ao retrofit das áreas críticas com soluções que aumentem a infiltração, como as que apresentam a infraestrutura verde. Nesse contexto, esta pesquisa visa identificar os princípios estruturantes que norteiam ações de promoção à infraestrutura verde e identificar elementos que podem ser utilizados nas áreas verdes e livres para atender os desafios da drenagem. Com base nos princípios aplicados à infraestrutura verde, foram analisados três projetos. Nas três situações, os problemas são basicamente os mesmos: alagamentos causados pelo excesso de impermeabilização. As soluções em comum tratam sempre das bacias onde estão localizados os projetos, se valendo de elementos de infraestrutura verde para aumentar a infiltração por meio da renaturalização da paisagem. Os elementos mais utilizados foram: pisos drenantes, tetos verdes, jardins de chuva, canteiros pluviais e biovaletas. A partir dos resultados obtidos nos projetos estudados, considerando os elementos de infraestrutura verde utilizados para a drenagem, pode-se concluir que essas soluções constituem alternativas tecnicamente viáveis para ampliar o volume de retenção em áreas urbanas e para aumentar os índices de infiltração da água no solo.

Introdução

O aumento no número e no tamanho das cidades estão continuamente gerando pressões sobre os ecossistemas, pois esses processos conduzem uma conversão em larga escala de paisagens rurais para urbanas com alterações no ciclo da água e consumo de mais recursos naturais. Como consequência dos impactos sobre a natureza, também, se produz impactos sobre as pessoas, pois as cidades como decorrência da criação de superfícies impermeáveis concentram riscos de desastres naturais devido à interrupção do ciclo da água. São comuns problemas como enchentes, poluição da água, deslizamentos de terra, rebaixamento dos lençóis freáticos, etc. Esses problemas representam novos desafios à funcionalidade do ecossistema e ao bem-estar humano nas cidades onde o tema das águas urbanas se destaca como dos mais relevantes.

Todavia, pode ser identificado um movimento na criação de paisagens urbanas que mimetizam as pressões sobre as funções ecológicas. Destaca-se a estratégia de implantação de espaços livres, paisagisticamente tratados para serem muito mais do que meras ações de embelezamento urbano, mas também para desempenharem funções infraestruturais relacionadas ao manejo das águas urbanas, conforto ambiental, biodiversidade, alternativas de circulação, acessibilidades e imagem local (Cormier e Pellegrino, 2008).

Essa rede de espaços interconectados, na escala do planejamento urbano e regional, pode ser vista como uma “infraestrutura verde”, composta de áreas naturais e outros tipos de espaços abertos que conservam os valores dos ecossistemas naturais e suas funções como mananciais, controle ambiental, regulação climática, recreação e lazer, provendo uma ampla gama de benefícios para a sociedade. Os sistemas naturais oferecem valiosos serviços ecológicos para as cidades: o abastecimento de água, o tratamento das águas pluviais, a melhoria do microclima e o sequestro de carbono (Cormier e Pellegrino, 2008). Torna-se necessária a implantação de ações para a renaturalização da paisagem urbana que podem ocorrer tanto na escala local, com implantação de jardins de chuva, telhados verdes e outros, como na escala regional, onde essa rede de espaços é composta de parques, corredores verdes e espaços naturais preservados.

Como recorte temático, esta pesquisa visa identificar os princípios estruturantes que norteiam ações de promoção à infraestrutura verde e identificar elementos que podem ser utilizados nas áreas verdes e livres para atender os desafios da drenagem. Diante do exposto, este artigo tem como objetivo sistematizar soluções baseadas na natureza utilizando as estratégias de infraestrutura verde para adequar as cidades já constituídas em áreas mais resilientes à gestão das águas urbanas.

Metabolismo Urbano Circular E Sua Semelhança Com A Lógica Da Natureza

As cidades devem ser vistas como sistemas ecológicos. Segundo Rogers (2001), essa visão pode traduzir-se numa nova abordagem de pensar o planejamento das cidades. Os recursos consumidos por uma cidade podem ser medidos em termos de “seus rastros ecológicos” sendo que, quanto menor for a área em torno da cidade que é impactada com a retirada de recurso ou com sua disposição, maior equilíbrio a cidade estará com seu meio.

Essa leitura foi realizada pelo estudioso de ecologia urbana Herbert Girardet em 1997. Ele argumenta que a solução para promoção da sustentabilidade urbana está na busca de um metabolismo circular nas cidades, onde o consumo é reduzido e a reutilização de recursos é maximizada. Tem-se como entendimento de que grande parte da produção e do consumo ocorre

nas cidades. Assim, os atuais processos lineares de produção, causadores de poluição, devem ser substituídos por aqueles que objetivem um sistema circular de uso e reutilização. Esses processos aumentam a eficiência global do núcleo urbano e reduzem seu impacto no meio ambiente. Por isso, deve-se planejar a cidade para administrar seus recursos e para isso é preciso desenvolver uma nova forma de planejamento urbano holístico e abrangente (Rogers, 2001).

Diante disso, a abordagem do metabolismo urbano sintetiza um método de leitura do espaço urbano e pode ser utilizado para análise de diferentes condições de funcionamento das cidades. Contudo, pode-se encontrar, nos sistemas de infraestrutura urbana, uma fácil correlação com o metabolismo urbano, pois hoje eles funcionam de modo linear e há a necessidade deles se tornarem circular (Sant'Anna, 2020). Assim, as estratégias de infraestrutura verde urbana surgem como solução urbanística que adota a lógica da natureza e visa a renaturalização da paisagem urbana, por isso são garantidoras dos serviços ecossistêmicos.

Transição Das Infraestruturas Cinzas Para Verdes

Por muito tempo, a infraestrutura cinza foi entendida como a melhor resposta às demandas de infraestrutura urbana (sistema viário, saneamento e drenagem). Esse tipo de solução, entretanto, possui características de funcionando linear, transpondo os resíduos das cidades para áreas cada vez mais distantes. Além disso, são inflexíveis e monofuncionais.

Diante do avanço de várias abordagens que surgem em diferentes partes do mundo voltadas a apresentar soluções para casos específicos como drenagem, mobilidade e saneamento, passou-se a adotar um termo genérico de Soluções baseadas na Natureza (SbN) para aquelas que de alguma forma se colocam como alternativas às infraestruturas cinzas.

Assim, o termo Soluções baseadas na Natureza é definido pela *International Union for Conservation of Nature* como “um conceito guarda-chuva que abrange diversas esferas, desde científicas e tecnológicas a sociais e políticas com o propósito de buscar na natureza inspiração e validação”. No meio urbano, as SbN podem promover diferentes Serviços Ecossistêmicos (Pereira et. al, 2021). Visa promover a manutenção, a melhoria e a restauração da biodiversidade e dos ecossistemas. Outros termos relacionados incluem “*ecosystem-based adaptation*”, “*green infrastructure*” e “*natural water retention measures*”. Na maioria dos casos, essas abordagens são complementares e têm sobreposição considerável (Kabisch et. al, 2016).

Desse modo, a Infraestrutura Verde (ou *green infrastructure*, em inglês) surge, dentro dessa abordagem, como ferramenta para se pensar o planejamento e o projeto da paisagem, visando a criação de uma rede de sistemas verdes e azuis no território, envolvendo: (i) a ação humana em harmonia com os processos naturais e suas características; e (ii) o significado e a percepção, de uso estético, cultural e patrimonial. São soluções que se baseiam no funcionamento da natureza sendo regenerativas e multifuncionais.

Cormier e Pellegrino (2008, p. 128) definem Infraestrutura Verde como uma “rede de espaços interconectados, na escala do planejamento urbano e regional, composta de áreas naturais e outros tipos de espaços abertos que conservam os valores dos ecossistemas naturais e suas funções como mananciais, controle ambiental, regulação climática, recreação e lazer, provendo uma ampla gama de benefícios para a sociedade”.

Esse termo pode ser entendido como um dos mais difundidos dentre as técnicas de Soluções baseadas na Natureza com funções que podem ser ambientais (ex.: conservação da biodiversidade), sociais (ex.: controle de drenagem em áreas urbanas) e econômicas (ex.: valorização de imóveis), e que muitas vezes desempenham mais de uma função ao mesmo tempo (Caiche et. al, 2021).

Princípios Da Infraestrutura Verde

Diversas pesquisas apresentam características da infraestrutura verde. Isso permite analisar a recorrência de cada princípio de modo a auxiliar as intervenções em projetos da paisagem urbana. Sant'Anna e Bezerra (2021), em revisão bibliográfica, sintetizaram os seguintes princípios aplicados à infraestrutura verde: multiescalaridade, multifuncionalidade, conectividade, interdisciplinaridade e participação social.

Multiescalaridade

A infraestrutura verde pode atuar em diferentes escalas territoriais: global, regional e local. A escala global compreende os acordos internacionais de política urbana e ambiental, em que se discute o uso mais sustentável do capital natural, como no caso do uso e da ocupação do território e seus desdobramentos com relação às mudanças climáticas e à proteção da biodiversidade global. A escala metropolitana ou regional compreende as características histórico-naturais do território, inclusive as bacias hidrográficas, que são essenciais para a definição de áreas a serem preservadas e urbanizadas. No intraurbano, desponta o papel do plano diretor urbano na estruturação de um sistema de espaços verdes públicos para oferecer soluções de ordenamento territorial na escala da cidade. A escala local (bairro e edifício) compreende os projetos urbanísticos de espaços livres com a introdução de estruturas verdes sensíveis à água focadas em uma solução baseada na natureza, como: tetos verdes, jardins de chuva, jardins verticais, arborização urbana, elementos de drenagem filtrantes, entre outras estruturas verdes sensíveis à água, as quais colaboraram com o metabolismo circular das cidades.

Multifuncionalidade

A multifuncionalidade na infraestrutura verde se traduz na visão integrada entre o atendimento dos valores ecológicos e sociais presentes em dado território visando à intervenção na paisagem, que promova benefícios diretos e indiretos traduzidos pela garantia dos serviços ecossistêmicos e a integração social que se espera dos espaços verdes e livres. O planejamento da

paisagem baseado na infraestrutura verde repensa o uso e a ocupação do solo de forma a promover a integridade ecológica às demandas sociais.

Conectividade

Do ponto de vista da organização espacial, a conectividade se apresenta por meio de um trinômio de elementos (*sites, links, hubs*) que, por sua vez, caracterizam a própria infraestrutura verde. São elementos definidos pela ecologia da paisagem como aqueles que, em forma de rede no território, garantem a integridade do ecossistema. A relação entre eles, a depender da escala de abordagem (local, regional e global), responde tanto ao princípio da conectividade, como da multifuncionalidade, em função da gama de serviços e de funções ecossistêmicas e antrópicas que envolvem.

Interdisciplinaridade

Diante da amplitude de atuação da infraestrutura verde, que procura associar os aspectos bióticos, abióticos e socioculturais da paisagem para gerar benefícios sociais e ambientais, faz-se necessária uma visão sistêmica, interdisciplinar e transdisciplinar. Assim, a assertividade das intervenções vai depender de um levantamento e de um mapeamento de aspectos: (i) do meio físico e biótico, como condicionantes geológicos, geomorfológicos, hídricos, climáticos e da cobertura vegetal; (ii) das infraestruturas em relação à paisagem construída, como sistemas de drenagem, esgotamento sanitário, sistema viário e uso e ocupação do solo; (iii) dos aspectos socioeconômicos, como perfil da população, acesso a serviços e participação na vida coletiva.

Participação Social

O processo de intervenção na estruturação da paisagem deve ser dinâmico e participativo, envolvendo os diferentes atores representativos da sociedade que serão afetados pelo projeto. Esse engajamento dos usuários no desenvolvimento do planejamento do projeto é essencial para que a infraestrutura verde seja sustentável a longo prazo.

Elementos De Infraestrutura Verde Para Soluções De Drenagem Urbana

Durante o século XX, o manejo das águas pluviais era feito através da coleta e da condução em um esquema geral de calhas, tubos de descida, condutos, ralos, guias, sarjetas e bocas de lobo, o que permitia secar as áreas edificadas de modo consideravelmente rápido e eficiente naquela época (Pellegrino, 2017). Todavia, pouca ou nenhuma consideração era dada ao fato de que (i) as águas não eram infiltradas na bacia urbanizada; (ii) cada alteração nesse grau de urbanização o sistema de tubos se tornava obsoleto e; (iii) há uma piora na qualidade dos corpos d'água nos mananciais.

Assim, no final do século XX, a partir de questionamentos dos sistemas tradicionais de drenagem surgem uma série de soluções que visam garantir quantidade e qualidade das águas ao mesmo tempo em que contribuem para renaturalizar a paisagem urbana. Pois, seja pela ampliação das superfícies impermeabilizadas, seja pela alteração dos eventos chuvosos impostos pelas mudanças climáticas, será necessário enfrentar cada vez mais volumes de escoamento superficial nas bacias. Logo, é prudente avançar além da mera coleta e condução das águas. Deve-se, também, combinar o controle do volume da água e da recarga subterrânea com a proteção dos corpos d'água e seus leitos de cheias (Pellegrino, 2017).

Dentro dessa perspectiva, a infraestrutura verde se torna uma estratégia para a drenagem urbana que enfatiza o metabolismo circular por meio do princípio básico da máxima infiltração no solo, ao invés do rápido escoamento promovido pelas técnicas e soluções de drenagem tradicionais (Rocha, 2019). O objetivo é evitar o escoamento superficial, retardando ao máximo sua entrada no sistema de macrodrenagem para não o sobrecarregar e evitar enchentes (Herzog, 2013).

Para se planejar e projetar a infraestrutura verde, todos os fluxos de água existentes devem ser mapeados, a fim de que se possa analisar por onde eles circulam e como se acumulam na paisagem em diferentes escalas. A infraestrutura verde objetiva mimetizar a paisagem natural, para que os fluxos hídricos sejam reconectados por meio da renaturalização dos corpos d'água canalizados e escondidos, de biovaletas e da criação de áreas naturalizadas e de acumulação de águas pluviais (Herzog, 2013).

Ademais, deve-se ter em conta que na maior parte das cidades já existe um sistema de drenagem convencional que pode ou não está obsoleto. Isso significa que novas intervenções que utilizem técnicas de infraestrutura verde vão se articular ao sistema existente e criar o que se denomina de um sistema híbrido. Esse sistema é o mais comum nas grandes áreas urbanas que não puderam ter todas suas demandas de drenagem resolvidas por infiltração. Assim, um sistema híbrido combina os elementos de infiltração e as áreas de acumulação e estoque de águas da infraestrutura verde, com a proteção dos corpos d'água remanescentes e a rede de drenagem convencional construída.

Muitas técnicas de drenagem utilizadas em projetos de infraestrutura verdes advém de estudos de drenagem sustentável que foram desenvolvidas na década de 1980 pela Agência de Proteção Ambiental Americana (US-EPA) e são conhecidas por *Low Impact Development* (LID). As LIDs possuem diversas práticas que mimetizam ou preservam os processos de drenagem natural no manejo de águas pluviais. Tais técnicas são utilizadas para reter as águas de chuva e incentivam a infiltração no solo, reduzindo o escoamento para condutos do sistema de drenagem tradicional (Rocha, 2019).

Outro conceito difundido são os *Sustainable Drainage Systems* (SuDS), que também fornecem uma alternativa à canalização direta de águas superficiais através de redes de tubulações e esgotos para cursos de água próximos. Ao imitar os regimes de drenagem natural, os SuDS visam reduzir as inundações das águas superficiais, melhorar a qualidade da água e aumentar o valor da biodiversidade do ambiente. Os SuDS podem ser projetados para transportar água de superfície, retardar o escoamento antes de entrar nos cursos de água, fornecer áreas para armazenar água em contornos naturais e podem ser usados para permitir que a água penetre (infiltre) no solo ou evapore a água superficial, perdida ou transpirada pela vegetação (conhecida como evapotranspiração).

Diante dos conceitos apresentados, tem-se uma série de técnicas de retenção, infiltração e evapotranspiração que, em conjunto, constituem soluções de drenagem. Quando se consideram as possíveis soluções para drenagem urbana, a bibliografia brasileira mais difundida sobre o assunto (Moura, 2017; Pellegrino, 2017 e Herzog, 2013) apontam para os seguintes elementos de drenagem utilizadas pela infraestrutura verde:

Elemento	Descrição/função
<p>Áreas verdes</p> 	Há o predomínio de vegetação e podem ser encontradas em praças, parques urbanos, jardins públicos e canteiros. Mantêm a permeabilidade e fertilidade do solo e diminuem o escoamento superficial.
<p>Alagados construídos (wetlands)</p> 	Áreas encharcadas ou de acumulação de águas pluviais com vegetação aquática. Podem ser lagos, lagoas ou bacias de retenção. Aumentam a área de filtragem e a superfície de contato; estabilizam o meio de suporte; aumentam a diversidade, densidade e atividade biológica; absorvem nutrientes; aumentam a condutividade hidráulica; reduzem a colmatagem; representam a beleza paisagística; e melhoram a qualidade da água e controla cheias.
<p>Bioengenharias</p> 	Estrutura de engenharia biotécnica que mimetiza a natureza por meio de técnicas ecológicas voltadas à estabilização do solo que combinam o uso da vegetação com materiais tradicionais. Podem ser formados por gabiões vegetados, estacas vivas, muros de pedra vegetados, etc. Reforçam locais instáveis como encostas e margens
<p>Pavimentos porosos</p> 	Existem diversas formas de pavimentos porosos (drenantes), como: asfalto poroso; concreto permeável; materiais de demolição granulados como brita em várias cores e texturas; blocos intertravados; brita e pedriscos; entre outros. Eles permitem a infiltração das águas e fazem filtragem, além de reduzir o escoamento superficial.
<p>Telhados verdes</p> 	Tetos construídos com uma camada de isolamento, uma membrana impermeável, uma camada de geocomposto drenante e a cobertura de plantas. Permitem a gestão racional de água, reduzem ilhas de calor, contribui para eficiência energética, cria um habitat para vida silvestre.
<p>Jardins de chuva</p> 	Depressões topográficas que recebem o escoamento da água pluvial. O solo, tratado com compostos e demais insumos, que aumentam sua porosidade, age como uma esponja que suga a água, enquanto microrganismos e bactérias removem os poluentes difusos trazidos pelo escoamento superficial. A adição de plantas aumenta a evapotranspiração.
<p>Biovaletas</p> 	Semelhantes aos jardins de chuva, mas geralmente se referem a depressões lineares preenchidas com vegetação, solo e demais elementos filtrantes. Processam a limpeza da água da chuva, ao mesmo tempo em que aumentam seu tempo de escoamento, dirigindo a água para os jardins de chuva ou sistemas convencionais de retenção e detenção das águas.
<p>Canteiros Pluviais</p> 	São basicamente jardins de chuva que foram inseridos em pequenos espaços urbanos. Um canteiro pode contar, além de sua capacidade de infiltração, com um extravasor, ou, em exemplos sem infiltração, contar só com a evaporação, evapotranspiração e transbordamento.
<p>Lagoas Pluviais</p> 	Funcionam como bacias de retenção e recebem o escoamento superficial por drenagens naturais ou tradicionais. Uma parte da água pluvial captada permanece retida entre os eventos de precipitação das chuvas. Dessa forma, essas tipologias paisagísticas acabam se caracterizando como um alagado construído, mas que não está destinado a receber efluentes de esgotos domésticos ou industriais.
<p>Grades Verdes</p> 	As grades verdes consistem na combinação das tipologias anteriores, em arranjos múltiplos, que conformam uma rede de intervenções urbanas. Se, por exemplo, em alguns trechos, os solos são argilosos e a topografia se apresenta íngreme, e, aqueles não se apresentam adequados para uma infiltração, com uma grade verde o escoamento superficial pode ser conduzido até outros lugares para infiltração ou armazenamento.

Tabela 01: Síntese dos elementos de infraestrutura verde que favorecem a drenagem. Fonte: elaborado pela autora a partir de Moura, (2017), Pellegrino (2017) e Herzog (2013)

Herzog (2013) recomenda que esses elementos quando projetados na escala local, de acordo com as especificidades de cada situação, sejam integrados em um planejamento de longo prazo na escala da bacia hidrográfica de modo a manter ou recuperar, mesmo que parcialmente, a funcionalidade da paisagem, com a melhoria estética em diversas escalas. Segundo Pellegrino (2017), esse processo deve acontecer na fase inicial de avaliação da área para um projeto urbanístico /paisagístico. O terreno, seu entorno e as edificações previstas devem ser examinados para a identificação de restrições e oportunidades.

A integração das águas no tecido urbano e a seleção dos elementos de infraestrutura verde aplicados devem levar em consideração a localização na bacia. Por exemplo: as áreas elevadas, como encostas e topos de morro são pouco afetadas por inundações, mas os sedimentos e contaminantes podem afetar canais e comprometer áreas de mananciais. Ademais, o rápido fluxo das águas pode provocar erosões e deslizamentos. Logo, deve-se tomar o cuidado para que o projeto de drenagem seja feito para conter sedimentos e tratar a poluição por meio dos elementos de infraestrutura verde. Já os projetos em áreas baixas, que sofrem com inundações e alagamentos, precisam de elementos de retenção e filtração para evitar a contaminação das águas subterrâneas e dos corpos d'água adjacentes, além de prover espaço para acomodação dos níveis de cheias (Pellegrino, 2017).

Projetos De Drenagem Com Renaturalização Da Paisagem Urbana

Nesse tópico, vale destacar que o termo SbN foi originalmente cunhado em países com climas e realidades socioeconômicas, ambientais e políticas distintas daquelas encontradas nos países da América Latina, e, portanto, o que hoje se tem como exemplos mais difundidos são soluções que podem soar distante do contexto brasileiro (Marques e Herzog, 2021). São escassas as publicações científicas que refletem a aplicação das SbN no contexto sul-americano, considerando que o continente tem adotado o termo há relativamente pouco tempo. Em uma revisão bibliográfica de literatura científica sobre o termo “Infraestrutura Verde” na América Latina (Breen et al. 2020) foi encontrado 47 publicações. A pesquisa, realizada por meio do Scopus, Web of Science e SciELO, indica que mais de 80% desses estudos foram publicados entre janeiro de 2010 e maio de 2020. Alinhando com as expectativas baseadas no tamanho da população, México e Brasil possuem 50% dos autores.

Diante disso, é relevante ter-se exemplos aplicados ao contexto brasileiro, pois estes funcionam como casos de aplicação à realidade local dos elementos estruturantes na solução ou mitigação dos problemas de drenagem urbana. Além disso, a experiência adquirida nas pesquisas de projetos brasileiros, têm o potencial de auxiliar na pesquisa de outros países da América Latina que possuem situações similares. Os projetos decorrem de pesquisa de diversos números da Revista LabVerde que constitui um periódico voltado ao tema das SbN e em publicações de Herzog e Rosa (2010) e Pellegrino (2017).

Rio + Verde, Rio de Janeiro (Herzog E Rosa, 2010)

Situação encontrada

O Instituto Inverde desenvolveu uma proposta de infraestrutura verde para a bacia hidrográfica dos Macacos na cidade do Rio de Janeiro cuja área é muito impermeabilizada. Tanto os quintais das casas como as áreas públicas são frequentemente lavados com mangueira e produtos químicos, o que piora a poluição difusa das águas da bacia. O rio dos Macacos desce canalizado por dentro do Jardim Botânico. As zonas baixas em torno do entroncamento das ruas Pacheco Leão e Jardim Botânico sofrem inundações frequentes a cada chuva intensa.

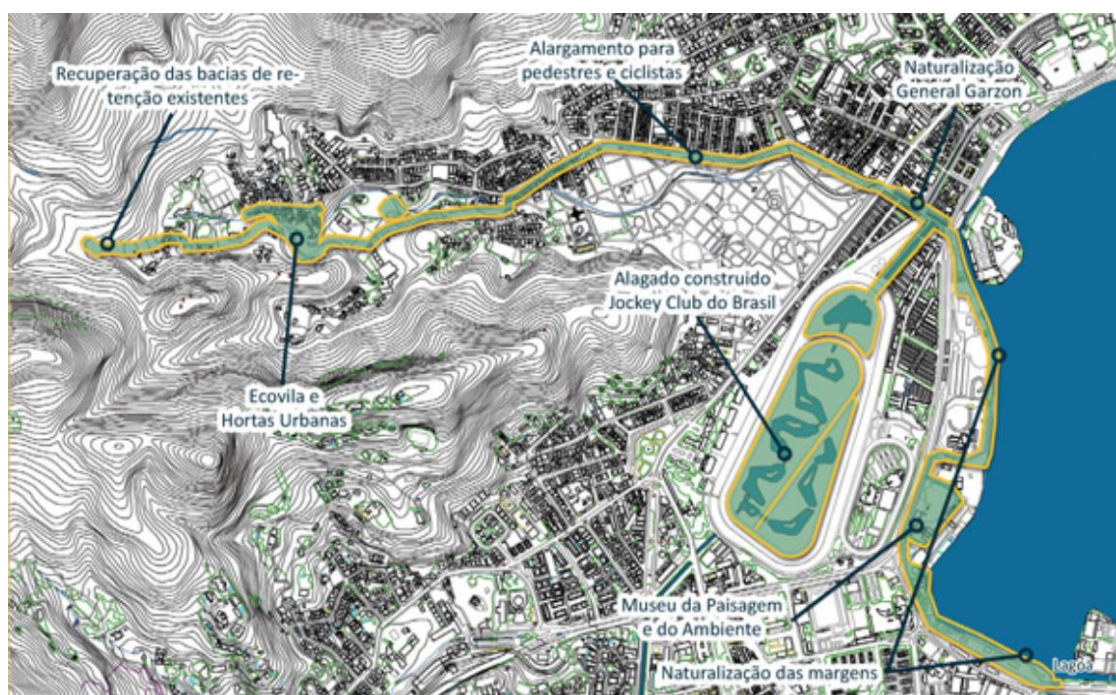


Figura 01: Percurso Rio+Verde. Fonte: Inverde.

Soluções Apresentadas

- I. Nascente e encosta florestada: melhoria e manutenção de trilhas, instalação de lagoas pluviais e secas, recuperação de antigas instalações de tratamento de água abandonadas como ponto de atração de percurso ecológico-cultural.
- II. Encosta urbanizada ao longo do rio dos Macacos: Relocação da ocupação informal nas margens do Rio dos Macacos e recuperação da mata ciliar. O novo assentamento deve adotar princípios bioclimáticos, saneamento biológico, compostagem, lagoas pluviais e secas, campos esportivos drenantes. Para conter a expansão urbana na zona tampão do Parque deve-se implantar hortas, agroflorestas, trilhas marginais nas zonas tampão do parque.
- III. Baixada e encosta urbanizada no lado norte: de impermeabilização de áreas pavimentadas e construídas com pisos drenantes, tetos e muros verdes, jardins-de-chuva, biovaletas, entre outras tipologias. Melhorias com soluções permeáveis para nas calçadas de pedestres e pistas exclusivas para bicicletas ao longo da rua principal.
- IV. Foz e várzea: renaturalização dos canais com utilização de técnicas de bioengenharia, criação de um pequeno parque linear exclusivo para pedestres e ciclistas para melhorar a conectividade, sinalização das travessias, biovaletas e alagado construído dentro do hipódromo.
- V. Orla lagunar: estacionamentos com pavimentação permeável, canteiros pluviais, biovaletas, renaturalização da margem da Lagoa, arquibancada drenante, passarela para observação da paisagem e do mangue.
- VI. Canal lagoa-mar: melhoria dos acessos ao parque e às ciclovias, dos cruzamentos com as vias de grande fluxo de veículos, renaturalização das margens, pavimentação permeável e jardins de chuva.



Figura 02: Renaturalização do canal dos Macacos - Antes e Depois. Fonte: Inverde

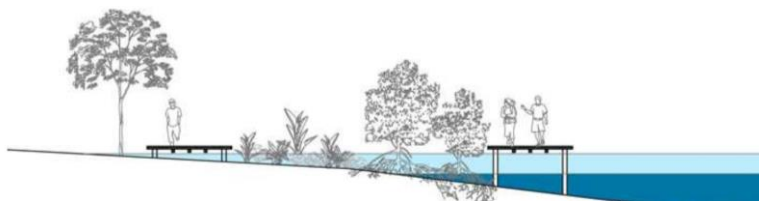


Figura 03: Passarela sobre área alagável. Fonte: Inverde

Reservatórios De Detenção Em Bom Pastor, Santo André-Sp (Pellegrino, 2017)

Situação Encontrada

A bacia do Araçatuba está localizada no município de Santo André, Região Metropolitana de São Paulo. Foram construídos, em 1991, os reservatórios de detenção de Bom Pastor com `piscinões`, inseridos no córrego Araçatuba para reter o excedente de escoamento da bacia, evitando, além do alagamento local, o transbordamento do Ribeirão dos Meninos, do qual o Araçatuba é afluente. Verificou-se que o reservatório funciona quanto à sua função de contenção de cheias, e que os moradores locais deixaram de ter suas casas ameaçadas pelas enchentes. Entretanto, registraram-se queixas da população da vizinhança em virtude da presença de mosquitos, mau cheiro e aspecto ruim. Nas águas também foram encontrados poluentes, tais como metais pesados e indicadores de degradação ambiental, como concentrações elevadas de coliformes totais.



Figura 04: Localização da área de contribuição e dos reservatórios de detenção. Fonte: Pellegrino, 2017

Soluções Apresentadas

Para quantificar o volume de retenção possível, elementos de biorretenção e pavimentos porosos foram especificados para uma das ruas locais das áreas de contribuição dos reservatórios de detenção de Bom Pastor. Com o estreitamento do leito carroçável e a aplicação dos princípios de *traffic calming*, foram criados vazios para armazenar o escoamento pluvial nas subcamadas de brita e macadame hidráulico dos jardins de chuva, biovaletas, passeios porosos padronizados e faixas permeáveis de acesso aos lotes.

Essa estratégia foi replicada em outras vias locais da área de contribuição, que também foram requalificadas, configurando ruas-jardim e uma beira-rio ao longo do Ribeirão dos Meninos. As ruas escolhidas para receber o tratamento proposto apresentam escoamento lançado diretamente ao córrego Araçatuba, de acordo com a planimetria disponível. Considerando o detalhamento das técnicas de biorretenção e pavimentos permeáveis, calculou-se, então, a partir da porosidade dos materiais utilizados, o volume de armazenamento por metro quadrado de cada elemento e o volume total de escoamento que poderá ser armazenado.

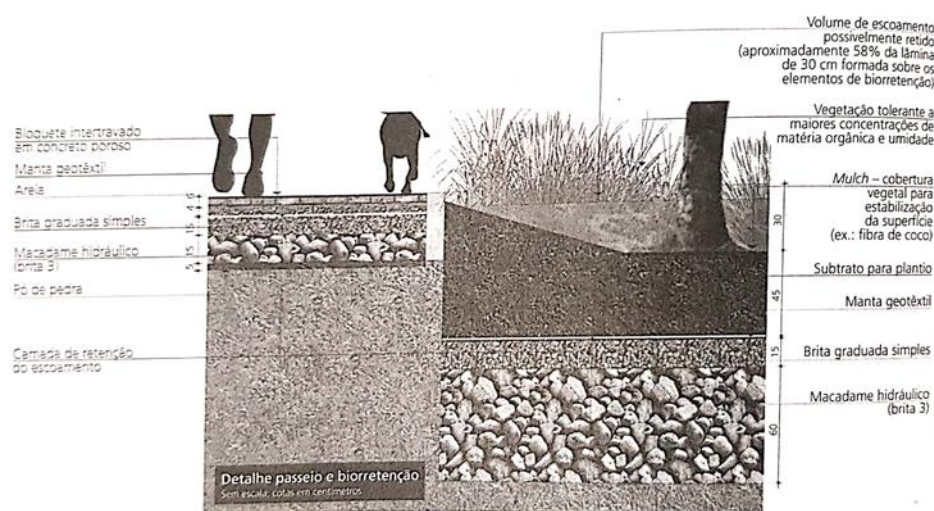


Figura 05: Detalhe do passeio permeável e do elemento de biorretenção. Fonte: Pellegrino, 2017

Bacia do Córrego do Simeão, São Carlos-SP (Caiche et al., 2021)

Situação encontrada

A bacia hidrográfica do Córrego do Simeão, em São Carlos, é fortemente prejudicada por inundações urbanas. Alagamentos e enchentes se tornaram corriqueiros com a crescente impermeabilização das várzeas e encostas realizada ao longo dos anos. O córrego do Gregório, que cruza o centro da cidade, foi canalizado e, com isso, houve a supressão de árvores presentes nas ruas vizinhas.



Figura 06: Bacia do Córrego Simeão. Fonte: Caiche et al., 2021

Soluções apresentadas

Para se chegar a soluções de drenagem, houve uma análise integrada utilizando procedimentos da cartografia com a sobreposição de diferentes informações, as quais possibilitaram identificar os espaços livres potenciais para intervenção, considerando os princípios e abordagens das Soluções baseadas na Natureza. Foi desenvolvido um workshop envolvendo professores de diferentes formações a fim de criar um espaço interdisciplinar de debate. Além disso, procurou-se produzir uma estratégia metodológica multiescalar a partir do recorte da Bacia Hidrográfica do Córrego do Simeão.

Tomando como base os princípios da infraestrutura verde para drenagem, houve a identificação de lugares permeáveis, bem como a arborização urbana pensada sistemicamente. Um Sistema de Espaços Livres, que reúne ruas arborizadas, praças e parques, foi proposto para o território da bacia. Os sistemas de retenção são pensados como peças técnicas que diminuem a velocidade e aumentam a possibilidade de infiltração da água pluvial, ao mesmo tempo, articulam espaços livres de lazer, encontro e fruição para a população da cidade.



Figura 07: Soluções de infraestrutura verde. Fonte: Caiche et al., 2021

Avaliação Dos Resultados

Diante do apresentado, é possível destacar:

- I. A maioria dos projetos e pesquisas desenvolvidos se encontram nos estados do Rio de Janeiro e São Paulo.
- II. Quanto ao princípio da multiescalaridade, a maioria dos projetos tratou a escala local e a escala regional. Nota-se a dificuldade de desenvolver um plano em maior escala, já que este envolve uma coordenação interinstitucional e de atores que, ainda, não estão mobilizados para essa abordagem de drenagem. Contudo, os projetos mostram o desenvolvimento de um sistema na escala da cidade que consegue abarcar vários elementos de drenagem e outras estruturas verdes sensíveis à água no nível do bairro.
- III. Os três projetos buscaram o princípio da multifuncionalidade na infraestrutura verde de forma a atender valores tanto ecológicos quanto sociais. No projeto Rio+Verde, isso ficou bastante claro pela implantação de hortas, trilhas, passarela para observação do mangue, passeios e ciclofaixas conectados e outros elementos que renaturalizam a paisagem.
- IV. Do ponto de vista da organização espacial, tanto o projeto no Rio de Janeiro quanto em São Carlos apresentam utilização de elementos semelhantes com um bom grau de interligação de elementos da paisagem existente. Ora esses elementos assumem função de infiltração, ora, de retenção ou evapotranspiração.
- V. O projeto de São Carlos avançou para além do âmbito técnico e, por meio de workshops, aderiu aos princípios da interdisciplinaridade e, também, da participação social, envolvendo os diferentes atores representativos da sociedade daquela cidade.
- VI. Nas três situações os problemas são basicamente os mesmos, alagamentos causados pelo excesso de impermeabilização. As soluções em comum tratam sempre das bacias onde estão localizados, se valendo de elementos de infraestrutura verde para aumentar a infiltração por meio da renaturalização da paisagem.
 - A. Rio+Verde no Rio de Janeiro: lagoas pluviais; pisos drenantes; tetos verdes; jardins de chuva; canteiros pluviais e biovaletas.
 - B. Reservatórios de Bom Pastor em Santo André: elementos de biorretenção (jardins de chuva e biovaletas) e pavimentos porosos.
 - C. Bacia do Córrego do Simeão em São Carlos: áreas verdes, todavia os demais elementos não foram especificados.

Considerações Finais

As cidades constituídas valeram-se sempre da urbanização com aumento de áreas impermeabilizadas, esse fato se somou ao aumento dos picos climáticos levando infraestrutura de drenagem tradicional a não mais responder a sua função de promover o escoamento das águas de forma eficaz. Isso impõe, de um lado, a adoção de um urbanismo sensível à água onde houver condições para tal, e ao retrofit das áreas críticas com soluções que aumentem a infiltração, como as que apresenta a infraestrutura verde. Como visto na pesquisa, se passa a adoção de Soluções baseadas na Natureza que podem ser empregadas em complementação ou substituição às medidas convencionais de drenagem e controle pluvial, devendo-se levar em conta a viabilidade entre as possibilidades técnicas na escolha da melhor tecnologia disponível a ser utilizada.

A partir dos resultados obtidos nos projetos estudados, considerando os elementos de infraestrutura verde utilizados para a drenagem, pode-se concluir que essas soluções constituem alternativas tecnicamente viáveis para ampliar o volume de retenção em áreas urbanas e para aumentar os índices de infiltração da água no solo. É importante destacar que cada elemento deve ser avaliado caso a caso, e, a partir dos primeiros modelos implantados, será mais fácil difundir as técnicas de infraestrutura verde, de modo a ampliar a aceitação por parte dos moradores, empreendedores, projetistas, construtores e órgãos públicos. O que se verifica na utilização das soluções na realidade brasileira é que elas vêm ocorrendo no nível local com participação da população (com amplo sentido de pedagogia social) e muito voltadas às condições de urbanização dos diferentes bairros das cidades que mudam de acordo com as condições de desigualdade social própria de nossas cidades.

Referências Bibliográficas

- Breen, A.; Giannotti, E.; Flores Molina, M.; Vásquez, A. (2020). From “Government to Governance”? A Systematic Literature Review of Research for Urban Green Infrastructure Management in Latin America. *Frontiers in Sustainable Cities*, 2, pp. 1-15.
- Caiche, D. T.; Peres, R. B.; Schenk, L. B. M. (2021). Floresta urbana, soluções baseadas na natureza e paisagem: planejamento e projeto na cidade de São Carlos (SP). *Revista LABVERDE*, 11(1), pp. 121-149.
- Cormier, N. S.; Pellegrino, P. R. M. (2008). Infraestrutura verde: uma estratégia paisagística para a água urbana. *Paisagem E Ambiente*, (25), pp 127-142.
- Herzog, C. P.; Rosa, L. Z. (2010). Infraestrutura Verde: Sustentabilidade e resiliência para a paisagem urbana. *Revista LABVERDE*, (1), pp. 92-115.
- Herzog, Cecilia. (2013). Livro: Cidades Para Todos - (re)aprendendo a conviver com a Natureza. *LABVERDE*, pp 266-266.
- Kabisch, N. N.; Frantzeskaki, S.; Pauleit, S.; Naumann, M.; Davis, M.; Artmann, D.; Haase, S.; Knapp, H.; Korn, J.; Stadler, K.; Zaunberger, A.; Bonn. (2016). Nature-based solutions to climate change mitigation and adaptation in urban areas: perspectives on indicators, knowledge gaps, barriers, and opportunities for action. *Ecology and Society* 21(2):39.
- Marques, T. H. N.; Rizzi, D.; Ferraz, V.; Herzog, C. P. (2021). Soluções baseadas na natureza: conceituação, aplicabilidade e complexidade no contexto latino-americano, casos do Brasil e Peru. *Revista LABVERDE*, 11(1), pp. 12-49.
- Moura, N. B. (2017). Biorretenção como alternativa para manejo das águas urbanas e mudanças climáticas na Grande São Paulo. In: *Estratégias para uma infraestrutura verde*. Paulo Pellegrino, Newton Becker Moura (organizadores). Barueri, SP: Manole, pp. 43- 62.
- Pellegrino, P. (2017). Paisagem como infraestrutura hídrica. In: *Estratégias para uma infraestrutura verde*. Paulo Pellegrino, Newton Becker Moura (organizadores). Barueri, SP: Manole, pp. 25- 42.
- Pereira, M. C. S.; Gobatti, L.; Soares, M. C.; Leite, B. C. C.; Martins, J. R. S. (2021). Soluções baseadas na natureza: quadro da ocupação da cidade de São Paulo por células de biorretenção. *Revista LABVERDE*, 11(1), pp. 95-120.
- Rocha, M. A. (2019). Paisagem urbana integrada às técnicas compensatórias de drenagem: solução para os alagamentos em Brasília. Tese (Doutorado em Arquitetura e Urbanismo)—Universidade de Brasília, Brasília, pp. 196.
- Rogers, R. (2001). Cidades para um pequeno planeta. Barcelona: Editorial Gustavo Gili, pp. 25-65.
- Sant’anna, C. G.; Bezerra, M. C. L. (2021). Contribuições da infraestrutura verde para o planejamento da paisagem urbana. In *Paisagem urbana: natureza & pessoas*. Editora Universidade de Brasília, Brasília, pp. 45-70.
- Sant’anna, C. G. (2020). A infraestrutura verde e sua contribuição para o desenho da paisagem da cidade. Tese (Doutorado em Arquitetura e Urbanismo)—Universidade de Brasília, Brasília, pp. 303.

USO DE IMAGENS DO GOOGLE EARTH NA AVALIAÇÃO DA DRENAGEM URBANA: ESTUDO DE CASO EM UM CRUZAMENTO NA CIDADE DE PACATUBA-CE

1 Valesca Hellen Ferreira de Sousa, 2 Paulo Victor Gomes Feitosa, 3Waleska Martins Eloi

1Instituto Federal do Ceará, e-mail: valescahellenvhfs@gmail.com; 2Instituto Federal do Ceará, e-mail: paulovgfeitosa@gmail.com; 3Instituto Federal do Ceará, e-mail: waleska@ifce.edu.br;

Palavras-chave: Drenagem Urbana; Imagens aéreas; Fotointerpretação

Resumo

O aumento das inundações em áreas urbanas é consequência do aumento de áreas impermeabilizadas. Para mitigar esse impacto, oriundo da urbanização, é imprescindível o monitoramento e avaliação dos sistemas de drenagens. Assim, o uso de imagens digitais pode ser uma excelente ferramenta para levantamentos de dados locais. Nesse contexto o presente trabalho tem por objetivo, apresentar e avaliar a evolução do sistema de drenagem de um trecho da Rua Raimundo Pereira Campos localizado no município de Pacatuba – CE. Destarte, com o auxílio do método científico dedutivo, realizou-se uma abordagem qualitativa e de forma descritiva utilizando-se imagens para avaliar a eficiência da drenagem urbana em um trecho da via. O levantamento de informações utilizou-se do conjunto de ferramentas disponibilizadas pelo Google Earth, que possibilita a visualização detalhada em 3D da superfície terrestre ao longo do tempo. Os resultados indicaram que houve várias mudanças na estrutura do pavimento e a presença de alagamentos ao longo dos períodos chuvosos. Essas mudanças impactaram a paisagem local e o tráfego de pedestres e veículos do trecho da rua em estudo. A utilização da técnica de coleta de imagens de satélite para avaliar os sistemas de drenagem de municípios, onde as informações são inexistentes ou escassas, é uma solução prática que pode auxiliar a tomada de decisões dos agentes públicos ou privados no que se refere a drenagem urbana local.

Introdução

A crescente expansão da ocupação do solo traz como consequência o aumento do escoamento superficial e a geração de pontos de alagamentos e inundações, e os sistemas de drenagem existente nem sempre são eficazes para mitigar a problemática. Conforme Parkinson et al. (2003) o processo de urbanização no Brasil ocorreu de forma desorganizada, e sem a previsão do aumento populacional. Já Bastos (2009), relata que essa ocupação desenfreada e desorganizada dos solos, muitas vezes desconsiderando o sistema de drenagem natural das águas, favorece o aterramento das margens dos corpos hídricos e à ocupação de áreas de amortecimento de cheias.

Um dos principais impactos negativos sobre a população urbana são as enchentes, tanto do ponto de vista da saúde pública quanto da economia. Os prejuízos causados pelas enchentes são de difícil mensuração, levando-se em conta tanto as perdas diretas como indiretas. Esses efeitos podem acontecer por causa da urbanização ou da inundação natural das várzeas ribeirinhas (COLOMBO, 2002).

Os problemas relacionados com o escoamento das águas pluviais são um dos mais críticos no crescimento urbano e na manutenção de vias públicas. No entanto, após um longo período, esses problemas do escoamento pluvial dependerá muito da forma como as questões de gestão das águas pluviais são conduzidas, com o objetivo de integrá-las ao planejamento urbano (Villanueva et al., 2005).

Nota-se a importância do acompanhamento das áreas impactadas, visando garantir o bom funcionamento dos sistemas de drenagem e/ou emprego tecnologias sustentáveis que permitam mitigar o problema. Assim, uma ferramenta que tem sido usada em alguns trabalhos para acompanhar (monitorar) as mudanças ao longo do tempo em uma superfície vem sendo as imagens do Google Earth como pode ser observado na pesquisa desenvolvida por Peroni e Texeira (2016) que avaliaram duas bacias de detenção implantadas no meio urbano quanto à inserção urbana, manutenção e integração destas unidades com seus entornos por meio de visitas *in loco* e imagens do Google Earth.

Destaca-se que o planejamento é extremamente importante quando se pensa em manutenção de sistemas e segundo Martins (2012), o planejamento, o procedimento e o preparo são algumas das técnicas e ações que são importantes para a gestão de drenagem urbana. Enfatiza-se que o planejamento é o mais fácil de ser compreendido e ilustrado tecnicamente, mas que apresenta obstáculos em relação ao seu cumprimento com o decorrer do tempo. O Planejamento envolve atividades de elaboração de projeto e implementação de sistemas de redução de risco, requer o uso de medidas estruturais e não estruturais e a elaboração dos planos diretores.

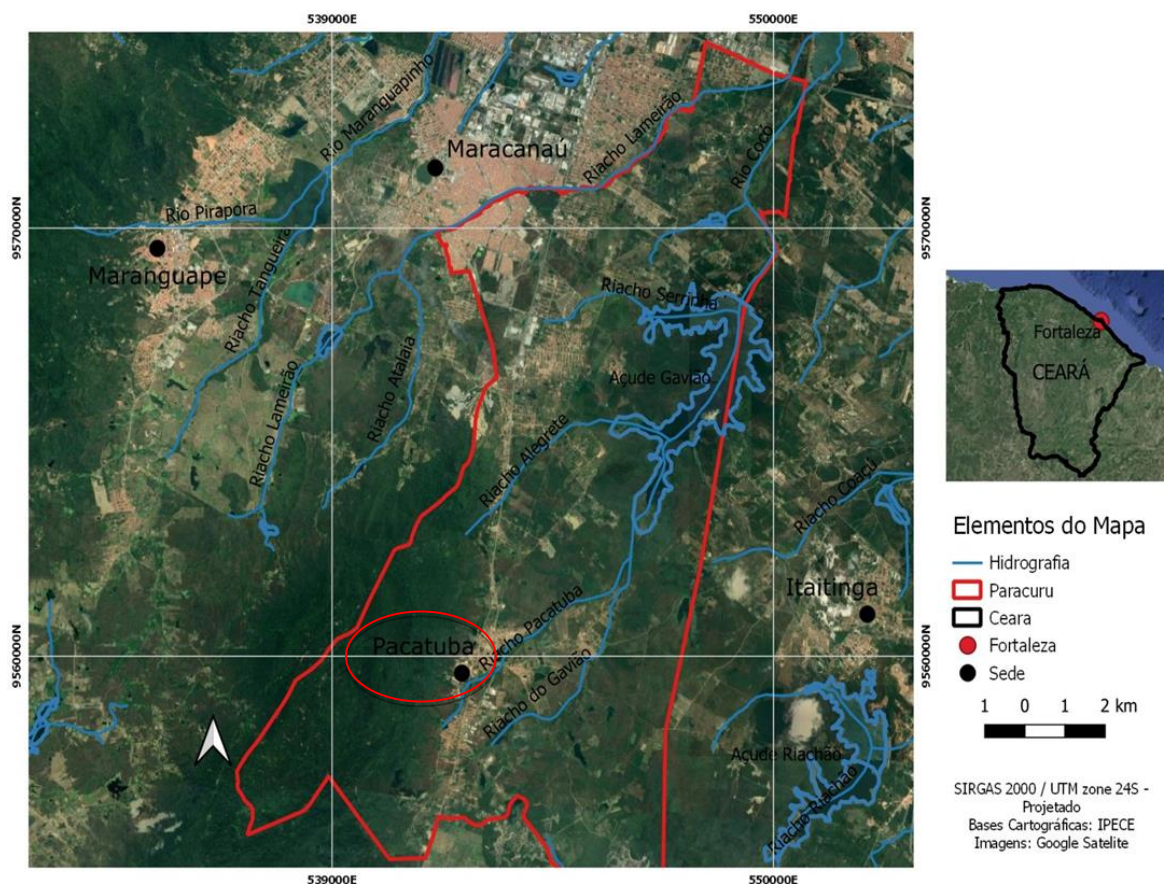
Nesse contexto podemos apontar o Plano Diretor Participativo do Município de Pacatuba-CE (PDPP), o qual apresenta entre as diretrizes do PDPP relacionadas a drenagem: I. a Implantação e constante manutenção de rede de micro drenagem e macrodrenagem, priorizando áreas ocupadas situadas em regiões inundáveis; II. Eliminação de todas as conexões de esgotos à rede de drenagem; III. Exigência de área livre nos lotes para infiltração natural de parcela significativa das águas pluviais; IV. Ações e projetos de urbanização e despoluição dos recursos hídricos. V. Promover ações de fiscalização no sentido de evitar ocupações que se transformem em áreas de risco (PACATUBA, 2021).

Diante do exposto o presente trabalho teve como objetivo analisar a evolução da condição do sistema de drenagem, ao longo de 10 anos, em um trecho da Rua Raimundo Pereira Campos localizado no município de Pacatuba-CE, por meio de imagens coletadas na plataforma Google Earth.

Caracterização da Área de Estudo

Pacatuba é um município brasileiro do estado do Ceará (Figura 1). Localiza-se a uma latitude de $03^{\circ}59'02''$ sul e a uma longitude $38^{\circ}37'12''$ oeste (PACATUBA, 2021). Em divisão territorial é constituído de 4 distritos: Pacatuba, Monguba, Pavuna, Senador Carlos Jereissati. O município apresenta Clima Tropical Quente Subúmido, a precipitação pluviométrica histórica é de 1.480 mm e o período chuvoso vai de janeiro a maio (IPECE, 2023).

O município de Pacatuba encontra-se inserido na Bacia Hidrográfica Metropolitana, na Região Nordeste do estado do Ceará. A Bacia Metropolitana abrange uma área de 15.085 km² e detém 10% da porção territorial do Estado do Ceará. Essas bacias apresentam diferentes características quanto aos municípios que a pertencem, como a heterogeneidade na distribuição da precipitação e no escoamento de suas águas, sendo bacias importantes por banharem áreas urbanas (CEARÁ, 2009).



Fonte: IPECE, 2023.

Figura 1: Vista aérea do município de Pacatuba-CE.

Materiais e Métodos

A pesquisa utilizou o método científico dedutivo, com abordagem qualitativa e descritiva por meio de um estudo de caso realizado em um cruzamento na entrada do município de Pacatuba-CE, na rua Raimundo Pereira Campos.

O impacto da urbanização no sistema de drenagem local foi analisado entre 2012 e 2022, em um trecho com extensão de aproximadamente 1km, próximo a um riacho.

Para a execução do trabalho utilizou-se a busca de imagens no Google Earth, o qual é uma ferramenta com a função de exibir um modelo tridimensional do globo terrestre, permitindo ao usuário passear virtualmente por qualquer lugar do planeta. O programa traz a integração com o StreetView (recursos que permitem andar por ruas), o Google Maps pode ser usado de forma online e offline (COSTA, 2018). Destaca-se que alguns locais têm imagens de satélite recentes, enquanto a imagem de outras localidades podem ser mais antigas.

Além das imagens obtidas por meio do Google Earth, realizou-se visitas à Secretaria Municipal de Infraestrutura, onde foram verificados os projetos de drenagem urbana de toda cidade.

As imagens foram obtidas em diferentes períodos no Google Earth, bem como por meio de visitas ao local no período de realização da pesquisa, sendo essas usadas para análise do comportamento do sistema de drenagem e avaliação da sua manutenção ao longo do tempo proposto.

Resultados e Discussão

As imagens coletadas, por meio da plataforma Google Earth, foram referentes aos anos de 2012, 2013, 2014, 2019 e 2022. A Figura 2 apresenta uma imagem do local em janeiro de 2012, início do tempo chuvoso na região. Na figura pode-se perceber que já existiam reparos paliativos, ou recapeamentos, realizados no pavimento provavelmente em decorrência das chuvas.



Figura 2: Rua Raimundo Pereira Campos em janeiro de 2012. Fonte: Google Earth, 2019

Em novembro de 2013, passado um longo período sem precipitações na região, verificou-se que o pavimento se encontrava em um melhor estado de conservação, em relação ao registro anterior, provavelmente no período ocorreu alguma manutenção e por isso a conservação do pavimento. Porém, com alguns pequenos defeitos, como se pode verificar na Figura 3.



Figura 3: Rua Raimundo Pereira Campos em novembro de 2013. Fonte: Google Earth, 2022

Já em abril de 2014, no meio da quadra invernal do estado do Ceará, constatou-se sérios problemas relacionados a drenagem do local. A água precipitada se acumulou no decorrer da via, iniciando o processo de degradação do asfalto e causando transtornos ao trânsito local (Figura 4).

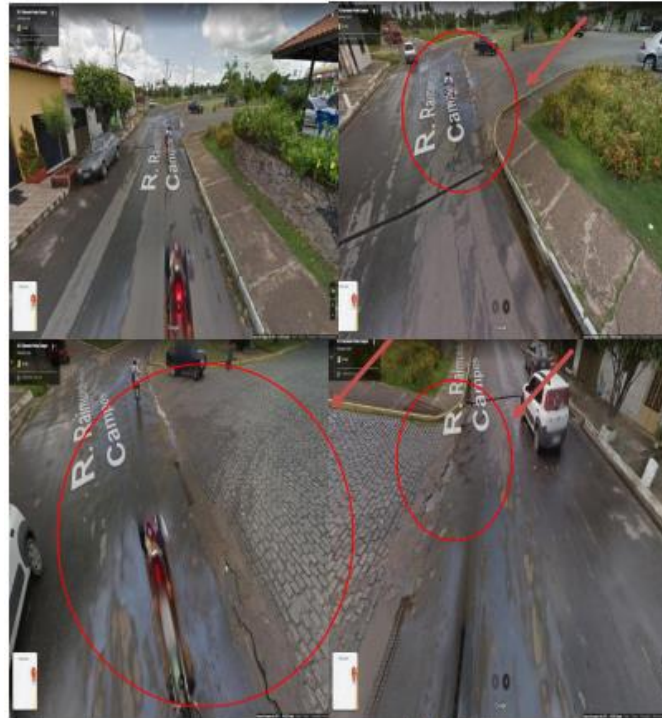


Figura 4: Rua Raimundo Pereira Campos em abril de 2014. Fonte: Google Earth, 2022

Igualmente, em março de 2019, em meio ao período de chuvas intensas, se observa que o asfalto chegou a um estado crítico de conservação, em relação aos períodos anteriores registrados. Grandes aberturas no asfalto acumulam uma grande quantidade de água das chuvas e tornam a via praticamente intransitável em alguns trechos (Figura 5).

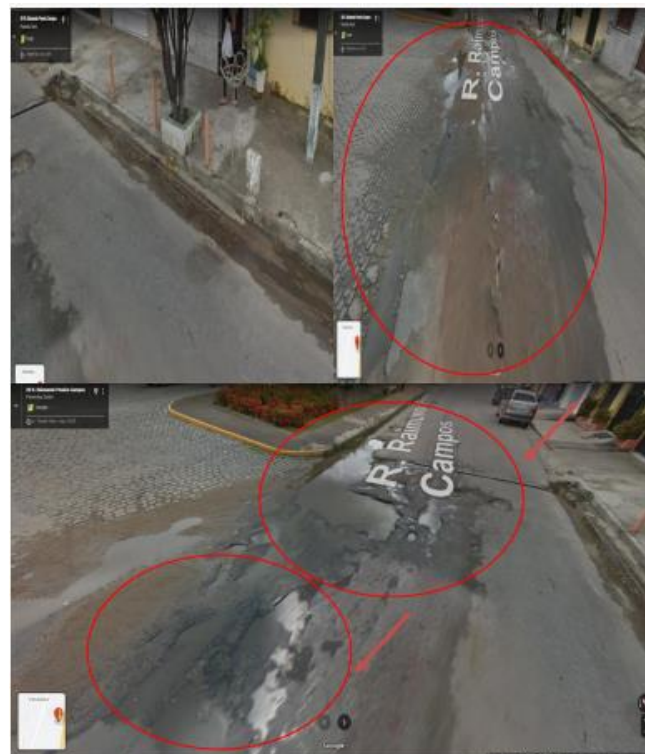


Figura 5: Rua Raimundo Pereira Campos em março de 2019. Fonte: Google Earth, 2022

Ainda em 2019, no mês de agosto, após o período chuvoso, o pavimento estava parcialmente deteriorado e em precário estado de conservação. Nesse período, não houve por parte do poder público, obras de reparos na via, mesmo que de forma temporária (Figura 6).



Figura 6: Rua Raimundo Pereira Campos em agosto de 2019. Fonte: Google Earth, 2022

Identificando-se a necessidade da restauração efetiva da via, foi criado no começo de 2022 um projeto de drenagem definitivo para o trecho. Em 25 de maio de 2022, ainda em meio ao período de chuvas, iniciou a obra de restauração do pavimento, substituindo o pavimento flexível, bastante desgastado, pelo pavimento intertravado (Figura 7).



Figura 7: Obra de drenagem concluída na Rua Raimundo Pereira Campos. Fonte: Autor, 2022

A conclusão da obra ocorreu em junho de 2022, e de acordo com os responsáveis técnicos, por meio de conversas na secretaria de infraestrutura do município, após fortes precipitações, durante a quadra invernal do estado, não ocorreu mais adversidades relacionadas a problemas de drenagem, mantendo-se o pavimento em ótimo estado de conservação, facilitando o

tráfego da região durante todo o ano e desenvolvendo ainda mais a região. Segundo a Secretaria de Infraestrutura do município, inspeções periódicas estão sendo realizadas a fim de evitar futuros alagamentos. Além disso, projetos baseados nesse trecho estão sendo implantados em outros distritos da cidade.

Dessa forma, houve uma restauração do sistema de drenagem e da pavimentação para evitar prejuízos no tráfego de veículos, com o período das chuvas.

Segundo Moraes e Silva (2019), alguns dos problemas enfrentados por muitas cidades sobre a gestão da drenagem urbana estão a ausência e as vezes a deficiência de dados técnicos, a falta de equipe técnica capacitada, falta de cultura de planejamento e manutenção, ausência de monitoramento do sistema e insuficiência de recursos. Um exemplo desse cenário é possível verificar no estudo realizado em 2012 em 27 municípios da bacia hidrográfica do rio Itajaí Açu, que possibilitou verificar a evolução gerencial no tratamento da drenagem urbana, comparando com a pesquisa similar realizada em 1998, de forma a relacionar o panorama encontrado com a ocorrência de desastres hidrológicos, e o cenário encontrado foi semelhante em ambos os anos da pesquisa, mostrando que a evolução na gestão da drenagem urbana não foi significativa em um horizonte de 14 anos (TASCA et al., 2018).

Essa realidade, infelizmente, ainda é encontrada em muitos municípios brasileiros, onde questões de gerenciamento são negligenciadas e acarretam sérios problemas ambientais e sociais. Cenário identificado no município de Pacatuba nessa pesquisa em uma das principais vias de acesso ao centro da cidade, cujo fluxo é intenso de cargas e veículos e que associado à má gestão em projetos anteriores de drenagem, sofria com sérios problemas na pavimentação. Constatou-se que as soluções para mitigar os desgastes causados no pavimento foram por boa parte do período analisado apenas correções paliativas, não havendo manutenções preventivas. Consequentemente, as irregularidades na via retornavam nos períodos das precipitações, voltando a surgir trincas, afundamento, buracos e até desnível do asfalto.

O presente trabalho consistiu na avaliação de um aspecto da microdrenagem abordando uma descrição do estado da infraestrutura de pavimentação viária. Entretanto, para um diagnóstico mais robusto outros aspectos complementares devem ser levados em consideração, como o aplicado por Moraes & Silva (2019). Os autores aplicaram uma metodologia que avaliava o sistema em três etapas, a macrodrenagem, a microdrenagem e aspectos institucionais. A macrodrenagem compreendia a descrição dos sistemas de galeria, bueiro, pontes, canal/córrego, dissipadores de energia, a identificação dos principais tipos de problemas como o acúmulo de sedimentos e processos erosivos, além da verificação da existência de ligações clandestinas. Já a microdrenagem, além da descrição da infraestrutura de pavimentação viária, abrangia a descrição do sistema de rede, sarjetas e bocas-de-lobo. E por fim os aspectos institucionais, com a identificação do órgão responsável, a verificação da existência de legislação específica como Plano Diretor, Uso do Solo, Plano de Manutenção e a verificação da existência de fiscalização.

Comentários Finais

O pavimento da Rua Raimundo Pereira Campos, situado no município de Pacatuba – CE sofreu ao longo de 10 anos com problemas relacionados à drenagem local. Nesse mesmo período a via passou por algumas intervenções, visando à recuperação do trecho de forma temporária e paliativa.

As primeiras imagens analisadas, em janeiro de 2012 apontaram deformações no asfalto, em contrapartida, em novembro de 2013 a condição do pavimento apresentava uma melhor conservação.

Em abril de 2014, há a presença de pontos de alagamentos durante o período chuvoso, demonstrando um problema relacionado à drenagem e uma maior degradação do pavimento em relação aos dois anos anteriores analisados.

As imagens observadas de março de 2019, indicaram um estado crítico do asfalto, com abertura na via e grande acúmulo de água precipitada. Nas imagens de agosto de 2019, verificou-se que o pavimento foi parcialmente destruído por conta das chuvas deste mesmo ano, sem nenhuma recuperação, confirmando o problema de drenagem identificado em abril de 2014.

Em 2022, há o desenvolvimento de um projeto para resolução do problema de drenagem, tal projeto teve como objetivo a implantação de pavimento intertravado e a correção das inclinações do eixo da via, a fim de permitir o escoamento do volume de água que antes era acumulado.

Sabe-se que existem diversas maneiras de realizar a avaliação em sistemas de drenagem, no entanto, uma forma inovadora de realizar o levantamento dos defeitos é a utilização de imagens captadas pelo Google Earth.

Ressalta-se que é perceptível que a avaliação presencial seja mais precisa. Entretanto, a avaliação através da coleta de imagens possui a vantagem de permitir uma maior rapidez na obtenção de dados a um custo baixo, visto que a pesquisa pode ser realizada em qualquer lugar com o uso apenas da internet. Tal prerrogativa não ocorre nas presenciais, já que demanda tempo e gastos com a locomoção dos avaliadores. No entanto, ainda é necessário superar algumas carências nessa forma de avaliação, pois as imagens fornecidas pelo aplicativo Google Earth são captadas a cada ano e não de forma sequencial mês a mês, o que pode alterar a análise, visto que as imagens obtidas nesse ano, só estarão disponíveis nos anos seguintes e durante esse intervalo de tempo, medidas de manutenção podem mudar totalmente a análise do ano anterior.

O diagnóstico do sistema pluvial por captura de imagens do Google Earth atrelado a outras metodologias, podem ser eficazes na coleta de dados consistentes e satisfatórios com relação as problemáticas enfrentadas nos centros urbanos e uma ferramenta necessária para tomada de decisões para a aplicação de soluções passíveis de serem executadas a curto, médio e longo prazo, conforme a realidade local.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Instituto Federal do Ceará, a Prefeitura de Pacatuba e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

Referências Bibliográficas

Bastos, P. C.; 2009. Efeitos da Urbanização sobre Vazões de Pico de Enchente. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo.

Ceará, Assembleia Legislativa do; 2009. Caderno regional das bacias Metropolitanas. Fortaleza: INESP, p. 136. Disponível em: < <https://www.srh.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/90/2018/07/Bacia-Metropolitana.pdf> >. Acesso em: 24 mai. 2023.

Colombo, J. C.; 2002. Diagnóstico e diretrizes para plano diretor de drenagem urbana: Ribeirão Quilombo Americana - SP. Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil). Universidade Estadual de Campinas - Unicamp, Campinas.

Costa, F. F. Sistema de informações geográficas como ferramenta para o mapeamento dos setores de indústrias, comércios e serviços na cidade de Castanhal – PA. (Trabalho de Conclusão de Curso - Sistemas de Informação). Faculdade de Computação - UFPA. 2018. 33p.

IPECE; 2023. Perfil Básico Municipal – Pacatuba. Disponível em: <<http://ipecedata.ipece.ce.gov.br/ipece-data-web/module/perfil-municipal.xhtml>>. Acesso em: 24 mai. 2023.

IPECE. Perfil Básico Municipal 2019 – Pacatuba. Disponível em: <http://ipecedata.ipece.ce.gov.br/ipece-data-web/module/perfil-municipal.xhtml>

Martins, J. R. S.; 2012. Gestão da drenagem urbana: só tecnologia será suficiente? Artigo Científico oferecido pela Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.

Moraes, G. F. de; Silva, A. R. de C. B. (2019). Metodologia de diagnóstico do sistema de drenagem pluvial aplicado a microbacia do córrego Quarta-Feira em Cuiabá-MT. *E&S Engineering and Science*, 8(1), 79–94. <https://doi.org/10.18607/es201988061>

Pacatuba, Prefeitura de; 2021. Ceará. Plano Municipal de Saneamento Básico de Pacatuba: Abastecimento de Água e Abastecimento e Esgotamento Sanitário. Pacatuba. Disponível em: <<https://www.cidades.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/12/2023/02/PMSB-Pacatuba.pdf>>. Acesso em: 24 mai. 2023.

Parkinson, J. et al; 2003. Relatório Drenagem Urbana Sustentável no Brasil, In: Workshop. Goiânia – GO.

Peroni, C. S. L.; Teixeira, B; A; do N. Avaliação da inserção urbana de bacias de retenção de águas pluviais em dois condomínios residenciais nos municípios de Araraquara e São Carlos, São Paulo – Brasil. *Cidades Verdes*, v.04, n.10, 2016, pp. 50-65.

Tasca, F. A., Pompêo, C. A., & Finotti, A. R. (2018). Evolução da Gestão da Drenagem Urbana na Bacia Hidrográfica do Rio Itajaí-Açu. *Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade*, 7(2), 264–283. <https://doi.org/10.5585/geas.v7i2.644>

Villanueva, A. O. N., Tassi, R., Allasia, D. G., Bemfica, D., & Tucci, C. (2005). Da Formulação À Implementação. *Rega*, 8(1), 5–18.

CAPACIDADE DE UTILIZAÇÃO DE ÁGUAS PLUVIAIS EM UMA INSTITUIÇÃO DE ENSINO

1Waleska Martins Eloi, 2Larissa Cardoso de Vasconcelos Rocha, 3Valesca Hellen Ferreira de Sousa

1Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnológica do Ceará – Campus Fortaleza, e-mail: waleska@ifce.edu.br;

2Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnológica do Ceará – Campus Fortaleza, e-mail: larissacvrocha@hotmail.com;

3Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnológica do Ceará – Campus Fortaleza, e-mail: valesca.hellen.ferreira06@aluno.ifce.edu.br

Palavras-chave: precipitação; sustentabilidade; drenagem.

Resumo

A busca de novos modelos de valores e de cultura, direcionados as relações socioambientais requer uma transformação de pensamentos e ações, as quais demandam da sociedade uma mudança. Nesse contexto, as instituições de ensino devem ser modelos de gestão visando a manutenção da sustentabilidade ambiental e a redução de impactos ao meio ambiente. A gestão de recursos hídricos está entre os desafios de uma gestão sustentável, nesse contexto e visando a melhor otimização do recurso hídrico e redução do impacto causado pelo escoamento superficial, a pesquisa teve como objetivo avaliar o potencial de armazenamento de água pluvial no Instituto Federal do Ceará – *Campus Fortaleza*, bem como averiguar o conhecimento dos discentes sobre espaços educadores sustentáveis. Assim, para a determinação do potencial de aproveitamento da água precipitada utilizou-se os dados de área coberta, o qual obteve-se com base nos projetos arquitetônicos da instituição fornecidos pelo setor de Infraestrutura do *Campus*, e a média histórica da precipitação para cidade de Fortaleza obtidas no site do IPECE. Para a determinação da vazão de projeto aplicou-se a metodologia NBR 10844 (ABNT, 1989), na qual a vazão de projeto pode ser calculada pelo produto da intensidade pluviométrica pela área de contribuição, e com base nos resultados analisou-se o potencial da utilização da água de chuva, e para análise do perfil do conhecimento sobre espaços educadores sustentáveis utilizou-se um questionário para avaliar o perfil do discente. Determinou-se com base nos dados que a vazão disponível seria de $23,30 \text{ L min}^{-1}$, valor que equivale a $33.553,81 \text{ L dia}^{-1}$, quantitativo suficiente para a demanda de 335,54 estudantes. Analisando em termos de valor é considerando o custo cobrado por m^3 da empresa prestadora do serviço é possível se obter uma redução na conta de US\$114,06 por dia. Os dados apresentaram-se satisfatórios indicando que a implantação de um projeto para captação de água de chuvas permitiria uma boa economia, além de contribuir com uma melhor gestão dos recursos hídricos e reduzir problemas de drenagem existentes no campus. Em relação a percepção dos discentes sobre os espaços educadores sustentáveis, os resultados mostraram que os envolvidos na pesquisa em sua maioria desconhecem as ações sustentáveis da instituição.

Introdução

O desenvolvimento urbano vem ocasionando significativas alterações ao meio ambiente e consequentemente impactando no comportamento hidrológico, com modificações no ciclo hidrológico, entre os componentes alterados destaca-se o escoamento superficial, o qual sofre um incremento consideravelmente com a impermeabilização das cidades e consequentemente redução da infiltração da água no solo, esses fatores aliados ocasionam um dos transtornos constantemente detectados nos centros urbanos, que são os alagamentos e enchentes, os quais podem gerar transtornos momentâneos, bem como chegar a comprometer a saúde da população, por propagação de doenças vinculação hídrica, e dependendo da intensidade do evento ocasionar óbito de moradores e severos prejuízos econômicos.

Santos (2010) relata que diante das diversas consequências da urbanização, busca-se desenvolver formas alternativas de abordar a gestão das águas pluviais, que vão muito além dos sistemas de drenagem convencional. Assim, fortalecendo as técnicas sustentáveis que utilizam materiais permeáveis, as ações que contribuam para o melhor ordenamento urbano, bem como outras práticas que visem reduzir o escoamento superficial. O autor ainda destaca que atualmente são poucas as áreas urbanas que têm este tipo de preocupações, sendo que na grande maioria dos casos, a rede de coletores é a única forma de drenagem das águas pluviais. Tornando-se cada dia mais importante a conscientização das instituições gestoras e da população para a questão, e colaborando com a expansão do uso das técnicas sustentáveis, as quais devem ganhar uma maior importância no panorama mundial, que pode ser notado com exemplos de sucesso.

Um dos fatores que podem colaborar com a redução do escoamento superficial e problemas de drenagem seria a retenção da água pluvial. Nesse contexto destaca-se que a utilização da água pluvial tem como vantagem imediata a redução do escoamento superficial e consequentemente a ocorrência de alagamentos e enchentes, porém como destaca Carvalho Júnior (2017), também pode ser aproveitada em atividades que não necessitem de água potável, e dessa forma reduzindo expressivamente o consumo em edificações, além de contribuir para o combate à escassez de água e o controle do escoamento superficial nas vias urbanas.

Conforme Oliveira et al. (2023) a utilização de águas pluviais visando aproveitamento para fins não potáveis proporciona diversos benefícios associados a redução da demanda sobre os mananciais, a geração de segurança hídrica e a promoção da educação ambiental.

Neve Filho et al. (2019) relata que considerando o cenário de incertezas hidrológicas vividas atualmente, bem como as questões econômicas e a redução de utilização de águas potáveis para fins não potáveis, se torna extremamente relevante a utilização de recursos sustentáveis que possibilitem mitigar os impactos que as ações antrópicas causam normalmente ao ambiente, sendo os sistemas de captação e aproveitamento de água da chuva proposta que sempre deve ser avaliada nesse contexto.

Para Fendrich (2002) no Brasil ainda é incipiente a utilização das águas pluviais visando reduzir e controlar enchentes urbanas, pois seu uso em alguns casos isolados, utiliza critérios totalmente empíricos para a determinação do volume de reservação das águas pluviais.

Na atual conjuntura enfrenta-se cotidianamente problemas ambientais de origem antrópica, onde tem-se procurado reduzir impactos, com a busca por soluções alternativas e transformações de paradigmas. Assim, cada indivíduo, enquanto parte de uma sociedade, deve ter a responsabilidade de promover atitudes e ações direcionadas para a sustentabilidade. Esta emergência faz surgir novas propostas no campo educacional, considerando uma qualidade de vida socioambiental. A educação é a base para este processo de mudança, um movimento educacional torna-se cada vez mais evidente através da inserção de escolas sustentáveis e criação de espaços educadores sustentáveis no ambiente escolar. (Silva e Silveira, 2016).

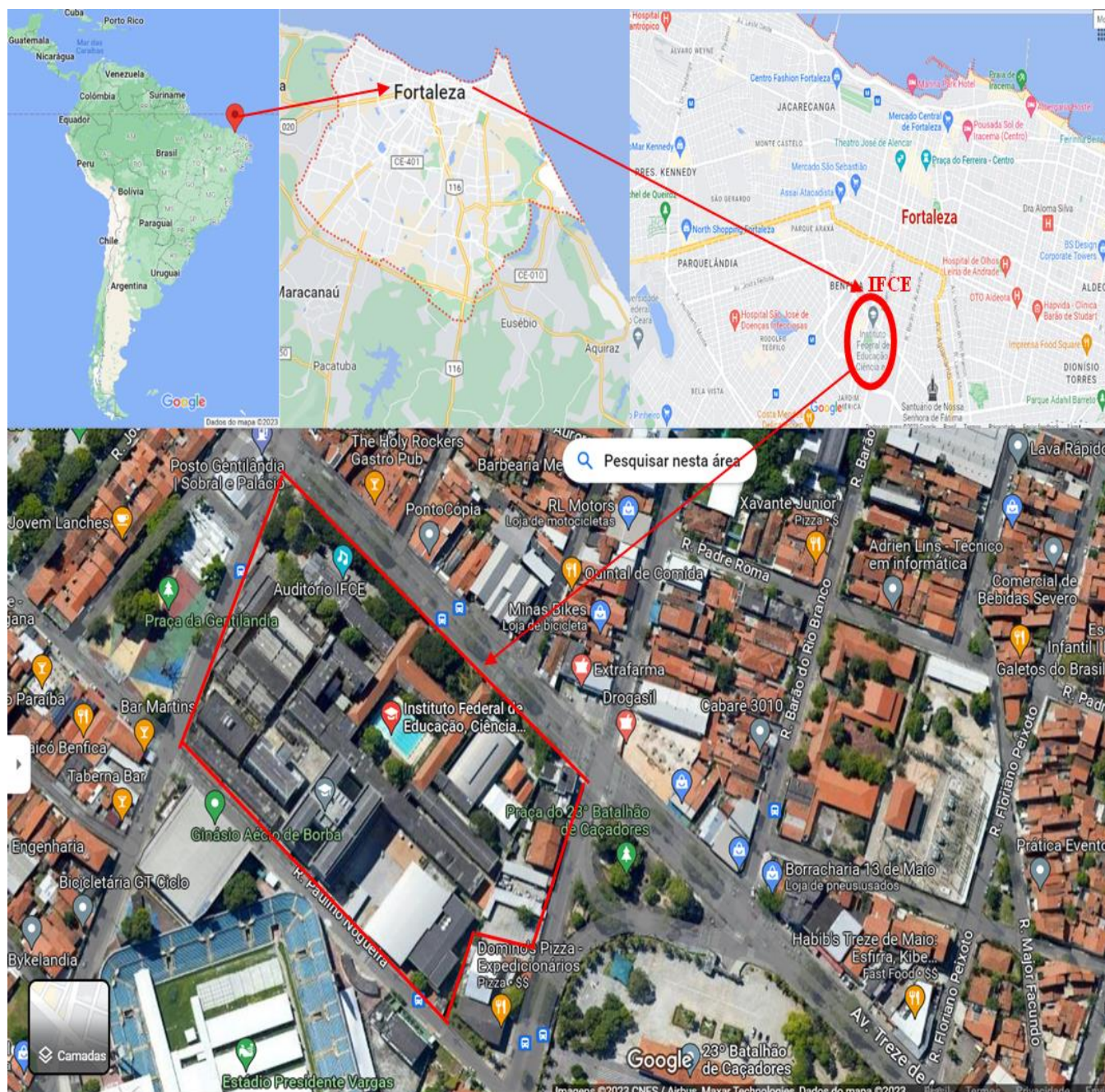
Para Trajber e Sato (2010) a educação ambiental desempenha uma função extremamente importante, se pensarmos nós processos de mudanças socioambientais, que podem ser concretizadas no espaço escolar ao longo do tempo com a sua prática. Assim, surgem espaços educadores sustentáveis como aqueles que favorecem a ação de múltiplos participantes no processo pedagógico, podendo se estabelecer em alusões reais de sustentabilidade socioambiental. São espaços que visam conservar uma relação equilibrada com o meio ambiente, compensando os impactos com o desenvolvimento de tecnologias apropriadas. Nesse sentido, Escolas Sustentáveis podem se tornar, referências para suas comunidades, favorecendo a uma gestão democrática e participativa, bem como a reorganizando o currículo escolar.

Entre os desafios para o bom gerenciamento dos recursos hídricos destaca-se a gestão sustentável, nesse contexto e visando a melhor otimização do recurso hídrico e redução do impacto causado pelo escoamento superficial, a pesquisa teve como objetivo avaliar o potencial de armazenamento de água pluvial no Instituto Federal do Ceará – *Campus* Fortaleza, bem como averiguar o conhecimento dos discentes sobre espaços educadores sustentáveis.

Caracterização da área de estudo

O estudo foi desenvolvido no Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – IFCE (*Campus* Fortaleza), localizado na Av. Treze de Maio, 2081, na cidade de Fortaleza - CE. A cidade de Fortaleza encontra-se nas coordenadas geográficas: 556.998 UTM (E) e 9.587.016 UTM (N) (Figura 1), estando a uma altitude de 16 m e tem uma área absoluta de 312,4 km². A capital cearense está inserida na Bacia Metropolitana do Estado do Ceará, seu relevo é composto pela planície litorânea, sertões e tabuleiros costeiros, sendo os principais solos encontrados no local os argissolos, gelissolos e neossolos. A vegetação caracteriza-se pela presença de cerrado, complexo vegetacional da zona litorânea e floresta perenifolia paludosa marítima. A cidade tem um clima classificado como tropical quente subúmido, apresentando temperaturas médias entre 26 e 28°C, e uma precipitação média anual de 1378 mm, sendo o período chuvoso concentrado entre janeiro a maio (IPECE, 2022).

O *Campus* Fortaleza do IFCE situa-se no bairro do Benfica, numa área de aproximadamente 40.000 m², possui atualmente cerca de 7.600 alunos matriculados em 13 cursos técnicos, 8 superiores tecnológicos, 5 bacharelados, 4 licenciaturas, 2 especializações, 7 mestrados e 1 doutorado.



Fonte: Adaptado do Google Earth (2023)

Figura 1: Localização do IFCE – Campus Fortaleza.

Metodologia

Para a determinação da vazão de água precipitada aplicou-se a metodologia NBR 10844 (ABNT, 1989), na qual a vazão de projeto pode ser calculada pelo produto da intensidade pluviométrica e área de contribuição, e com base nos resultados analisou-se o potencial da utilização da água de chuva.

Os dados de área coberta da instituição (8.887,62 m²) foi obtido em projetos arquitetônicos da instituição, sendo estes fornecidos pelo setor de Infraestrutura do *Campus*. Já a média histórica da precipitação para cidade de Fortaleza segundo o IPECE (2022) é de 1378 mm ano⁻¹. Com os dados da média pluviométrica histórica e a área coberta determinou-se a vazão de projeto.

A NBR 10844 (ABNT, 1989) define que a vazão de projeto é usada como referência para se dimensionar calhas e condutores. De acordo com a normativa a vazão pode ser alcançada pela Equação 1:

$$Q = \frac{I \cdot A}{60} \quad (1)$$

Em que:

Q - é a vazão de projeto, devendo ser expressa em litros por minuto ($L \text{ min}^{-1}$);
 I - é a intensidade pluviométrica, devendo ser expressa em milímetros por hora (mm h^{-1});
 A - é a área de contribuição, devendo ser expressa em metros quadrados (m^2).

Para avaliar e analisar a respeito da percepção sobre Espaços Educadores Sustentáveis no ambiente escolar utilizou-se questionários, os quais foram aplicados aos discentes.

Resultados e Discussão

Com os dados da média pluviométrica histórica e da área coberta avaliada, determinou-se que a vazão disponível (Tabela 1).

Tabela 1. Vazão de projeto calculada conforme NBR 10844 (ABNT, 1989)

Área (m^2)	Intensidade média precipitação (mm h^{-1})	Vazão de projeto ($L \text{ min}^{-1}$)
8.887,62	0,1573	23,30

Analisando a vazão de projeto determinada de $23,30 L \text{ min}^{-1}$, valor que equivale a $33.553,81 L \text{ dia}^{-1}$, é considerando o consumo em uma instituição de ensino que conforme Von Sperling (2014), em uma escola com lanchonete, ginásio e chuveiros o consumo por estudante é de 50 a $100L \text{ dia}^{-1}$; se considerarmos o maior consumo por estudante ($100 L \text{ dia}^{-1}$), o quantitativo calculado seria suficiente para a demanda diária de 335,54 estudantes. Avaliando um total de 7.600 estudantes atualmente na instituição esse quantitativo representaria uma economia diária de aproximadamente 4,42%.

A vazão de projeto determinada, caso seja instalado sistemas de captação na instituição seria capaz de reduzir o consumo de água potável, usadas atualmente para fins que não necessitam de água com essa qualidade, e consequentemente impactaria na redução de escoamento superficial em áreas hoje sujeitas a alagamento.

Ouriques et al. (2005) em estudo realizado na Escola Municipal João Pedro Menna Barreto, em Santa Maria-RS para o aproveitamento da água de chuva estimou uma capacidade de captação igual a $1,07 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$, e concluíram que o aproveitamento da água de chuva é de vital importância, podendo representar uma redução de gastos expressiva com a utilização deste recurso ainda sem valor comercial, resultado semelhante ao encontrando nessa pesquisa.

Já Oliveira et al. (2023) verificaram o potencial de economia da captação de águas pluviais para uso em fins não potáveis no Instituto Federal do Espírito Santo (Ifes) - *campus* Montanha, concluíram que se o volume anual de $409,6 \text{ m}^3$ de águas pluviais for captado, 17,05% da demanda anual de água para fins não potáveis no *Campus* Montanha seria atendida, permitindo uma redução de US\$2,72 por dia no valor pago à concessionária de abastecimento local.

Analisando em termos de valor é considerando o custo cobrado por m^3 pela da empresa prestadora do serviço para categoria pública em Fortaleza, com consumo acima de 50 m^3 , para qual a tarifa de água (m^3) é de US\$3,41 (2023), e que a disponibilidade possível do local é de aproximadamente $33,55 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$, o total a reduzir na conta seria de US\$114,41 por dia.

Neves Filho et al. (2019) em seu trabalho analisou as condições e respostas de um sistema de captação e aproveitamento de águas pluviais para fins não potáveis em uma edificação modelo na Bacia do Rio Verde, para a redução do consumo de água potável da própria edificação, e concluiu que diante do panorama de incertezas hidrológicas, ponderando a economia financeira e a redução de utilização de águas potáveis para fins não potáveis, é de suma importância a utilização de recursos sustentáveis capazes de diminuir os impactos que o homem causa ao ambiente, como os sistemas de captação e aproveitamento de água da chuva.

Destaca-se que o armazenamento da água de chuvas para outros fins não potáveis, também impacta na mitigação de pontos de alagamentos existentes hoje no IFCE *campus* Fortaleza (Figura 2).



Fonte: Nascimento (2022)

Figura 2. Alguns pontos de alagamento no IFCE *Campus* Fortaleza.

Observa-se a necessidade de ações que reduza ou elimine os pontos de alagamento no *Campus*, sendo o uso de tecnologias sustentáveis o mais apropriado, principalmente quando se pode associar ao aproveitamento hídrico. Lourenço (2014) em sua pesquisa relata que a gestão das águas pluviais por meio de técnicas de controle na origem, favorece a infiltração da água pluvial no solo ou aumentam a capacidade de retenção/armazenamento da água pluvial, reduzem o escoamento superficial e consequentemente, o risco de inundação.

Nas Figuras 3 e 4 podemos analisar as respostas dos alunos em relação a Espaços Educadores Sustentáveis, o questionário respondido aponta uma grande preocupação, ao ver que as percepções do público alcançado indicaram desinformação em relação aos aspectos da prática de ações sustentáveis no *Campus*.

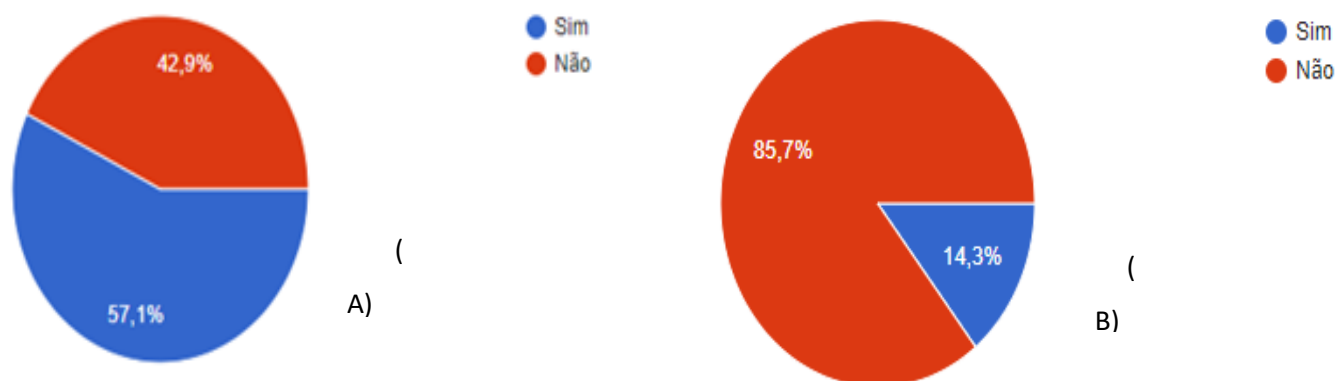


Figura 3. Resultados sobre o conhecimento de setores que trabalhem as questões ambientais (A) e sobre a existência de tratamento do lixo produzido (B) no Campus Fortaleza.

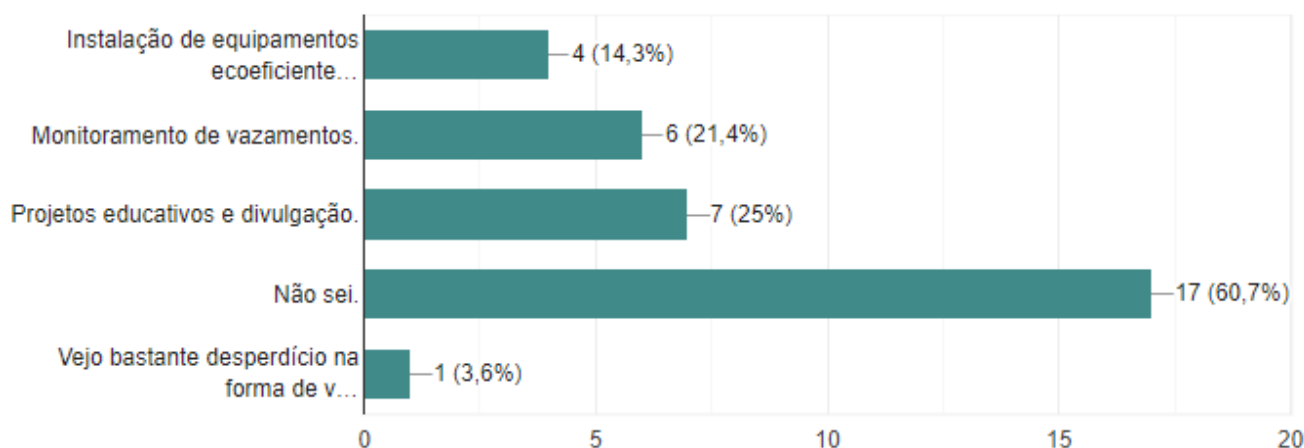


Figura 4. Resultados sobre o conhecimento em relação a utilização e ações mitigadoras do uso da água no Campus Fortaleza.

As outras perguntas do questionário envolveram ações pessoais, como ações em relação ao descarte individual dos resíduos no campus, ao uso de maneira consciente da água, participação de algum tipo de atividade socioambiental, dentre outras. As respostas indicam que a maioria não tem conhecimento sobre os eventos proporcionados com tema da sustentabilidade, sobre os recursos disponibilizados pelo campus e nem do destino e uso dos resíduos gerados pela instituição. Embora a maioria apresente consciência da importância desse tema, as informações e conhecimento não estão chegando de maneira satisfatória aos discentes.

Nesse contexto Silvia (2014) entende que educação e sustentabilidade, nem sempre acontece simultaneamente, e estabelece a importância da escola no papel de trabalhar as questões conjuntamente, para que está se transforme verdadeiramente em um espaço sustentável. Ainda comenta nesse sentido que “é importante que o aquecedor solar de baixo custo, a captação de água da chuva e outros espaços não sejam apenas construídos como tecnologias alternativas, mas principalmente sejam aproveitados de modo educativo”. Assim, a escola tem como missão empreender estes espaços com os educandos, divulgando, conscientizando e promovendo conhecimentos.

Comentários finais

Os dados apresentaram-se satisfatórios indicando que a implantação de um projeto para captação de água de chuvas permitiria uma boa economia, além de contribuir com uma melhor gestão dos recursos hídricos e a reduzir problemas de drenagem existentes no *Campus*.

Os resultados mostraram que os envolvidos em sua maioria desconhecem as ações sustentáveis da instituição, assim sugerimos a implantação de um setor específico para implementar ações sustentáveis no campus e a divulgação em vários espaços das ações para o conhecimento de todos os que frequentam a instituição.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP), a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE).

Referências Bibliográficas

ABNT (1989). NBR 10844: Instalações Prediais de Águas Pluviais. Rio de Janeiro. 13 p.

Carvalho Júnior, R. Instalações hidráulicas e o projeto de arquitetura. Editora Blucher, 2017.

Fendrich, R. Coleta, armazenamento, utilização e infiltração das águas pluviais na drenagem urbana. (Tese do curso de Pós-Graduação em Geologia Ambiental). Universidade Federal do Paraná. 2002. 547p.

IPECE. Sistema de Informações Geossocioeconômicas do Ceará: Perfil Municipal. IPECE. 2022. Disponível em: <<http://ipecedata.ipece.ce.gov.br/ipece-data-web/module/perfil-municipal.xhtml>>. Acesso em: mai. 2023.

Lourenço, R. Sistemas Urbanos de Drenagem Sustentáveis. (Mestrado em Engenharia Civil, especialização em construção urbana) Instituto Politécnico de Coimbra. Coimbra, 2014. 164p.

Nascimento, H. S. Intervenção sustentável em sistema de drenagem de águas pluviais do *Campus* fortaleza (IFCE) com jardins de chuva como dispositivos de biorretenção. (Trabalho de Conclusão de Curso Engenharia Civil). Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará. Fortaleza, 2022. 71p.

Neves Filho, A. O.; Pereira, D. F.; Mendes, L. F.; Almeida. M. S. T.; Borges, T. J.; Melo, M. C. de. Potencial de aproveitamento de água pluvial em áreas urbanas na bacia do Rio Verde. SEMIOSES: Inovação, Desenvolvimento e Sustentabilidade | Rio de Janeiro | ISSN 1981-996X | v. 13. | n. 2. | abr./jun. 2019. <https://doi.org/10.15202/1981996x.2019v13n2p28>.

Oliveira. R. A. de; Santos, G. S. dos; Ribeiro, M. L. B.; Simões, F. A.; Silva, T. L. da. Potencial de economia da captação e aproveitamento de águas pluviais para fins não potáveis: estudo de caso na região norte do Espírito Santo-Brasil. Revista IFES Ciência. v.9, nº1. 2023. p. 01-12. DOI: 10.36524/ric.v9i1.1525.

Ouriques, R. Z.; Schneider, A., Lopes, M. I. P.; Barroso. L. B. Aproveitamento da água de chuva em escola municipal de santa Maria-RS. Disc. Scientia. Série: Ciências Naturais e Tecnológicas, S. Maria, v. 6, n. 1, 2005. p.1-10.

Santos, J. P. M. dos. Gestão de águas pluviais urbanas: mudança do paradigma nos sistemas públicos de drenagem. Um Caso Aplicado à Cidade do Porto. (Mestrado em Engenharia do Ambiente). Faculdade de Engenharia Universidade do Porto (FEUP). 2010. 166p.

Silva, L. F. G. da. Implantação de espaços educadores sustentáveis: estudo de caso em escola pública do município de Poços de Caldas – MG. Dissertação (Mestrado em Ciência e Engenharia Ambiental) Universidade Federal de Alfenas– Campus de Poços de Caldas, MG.: 2014, p.116.

Silva, I. F. G. da; Silveira, A. Implantação de espaços educadores sustentáveis: estudo de caso em escola pública. v. 15, n.1, Revista do Centro de Ciências Naturais e Exatas - UFSM, Santa Maria. jan-abr 2016, p.288-301.

Trajber, R.; Sato, M. Escolas Sustentáveis: Incubadoras de Transformações nas Comunidades. Rev. eletrônica Mestr. Educ. Ambient, vol. especial; 2010.

Von Sperling, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Universidade Federal de Minas Gerais, Volume 1. 4ª Ed., Belo Horizonte, 2014.

AVALIAÇÃO DE JARDINS DE CHUVA NA RETENÇÃO DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL EM AMBIENTES URBANOS NO BRASIL

1Maria Thereza Rocha Chaves, 2Teresa Raquel Lima Farias

1 e 2 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE),

E-mails: mtchaves50@gmail.com; teresafarias@ifce.edu.br

Palavras-chave: escoamento superficial, Jardim de chuva, Técnica compensatória.

Resumo

O escoamento superficial é amplificado nas áreas urbanas devido à expansão de áreas impermeáveis decorrente de processos de urbanização desordenada. Essas áreas geram inúmeros problemas para a população, como enchentes e alagamentos. Nesse contexto, a eficácia dos sistemas de drenagem torna-se crucial para resolver os desafios enfrentados durante períodos chuvosos. Assim, no Brasil e no exterior, novas técnicas de manejo de águas pluviais urbanas estão sendo estudadas com o objetivo de mitigar os transtornos causados pela ineficiência dos sistemas de drenagem existentes. Essas técnicas visam infiltrar e controlar a água em sua origem, permitindo que ela retorne ao solo e recriando condições mais próximas aos naturais, resultando em uma redução significativa do escoamento superficial que ocorreria sem essa intervenção. Este artigo de revisão oferece uma visão geral sobre o uso de jardins de chuva no Brasil como uma técnica compensatória para o manejo de águas pluviais e sua eficiência na retenção do escoamento superficial. Considerando que esse assunto é recente no campo da drenagem urbana no país, com todas as pesquisas publicadas nos últimos 10 anos (2013-2023), verificou-se a falta de consenso em relação às melhores práticas construtivas e de dimensionamento. Essa lacuna requer a consideração de vários parâmetros e destaca a necessidade de estudos futuros, especialmente em regiões de clima tropical, onde a disponibilidade de dados é escassa. Por outro lado, os estudos avaliados indicam que a instalação de jardins de chuva contribui efetivamente para a retenção de águas pluviais em ambientes urbanos.

Introdução

A urbanização tem um impacto significativo na paisagem natural e nos processos hidrológicos das bacias hidrográficas. O ciclo natural da água, que envolve evaporação, precipitação, infiltração e recarga das águas subterrâneas, além da absorção e transpiração pelas plantas, é crucial para manter um equilíbrio na circulação da água. No entanto, a urbanização tende a diminuir a permeabilidade do solo, substituindo áreas de drenagem natural por superfícies impermeáveis, como telhados, estradas, estacionamentos e outras estruturas. Além disso, o desenvolvimento urbano frequentemente resulta na remoção da vegetação natural, que desempenha um papel importante ao interceptar, retardar e devolver a água da chuva para a atmosfera. Isso acarreta na redução da quantidade de água que pode se infiltrar no solo, levando a um aumento significativo na taxa de escoamento superficial da água (WOODS BALLARD *et al.*, 2015).

Segundo Christofidis (2019), o aumento das chuvas, impulsionado pelas mudanças climáticas, juntamente com o crescimento urbano desordenado, tem sido responsável por enchentes recorrentes e outros desastres no país. Além disso, os sistemas convencionais de drenagem urbana revelam-se inadequados para lidar com o volume excessivo de água, e até mesmo os reservatórios de amortecimento não conseguem mitigar os efeitos das chuvas intensas.

Ao mesmo tempo a instalação de Melhores Práticas de Gerenciamento de Águas Pluviais, conhecidas como "*Storm Water Best Management Practices*" (BMPs), como jardins de chuva e instalações de biorretenção, está se tornando cada vez mais relevante como uma solução para o manejo de águas pluviais urbanas. Essas técnicas são valorizadas por sua baixa interferência e custo, além de apresentarem um potencial significativo em termos de eficácia e valor estético (ASLESON *et al.*, 2009).

Os jardins pluviais são tipicamente áreas com vegetação e depressões projetadas para criar uma superfície permeável que visa restaurar o equilíbrio hídrico. Essas áreas são projetadas para promover a infiltração e o armazenamento de toda, ou a maior parte possível, do excesso de água pluvial proveniente de superfícies impermeabilizadas. Ao fazer isso, os jardins pluviais reduzem o escoamento superficial, filtram poluentes e contribuem para a recarga das águas subterrâneas (DUNNETT & CLAYDEN, 2007; DICKIE *et al.*, 2010).

Em países em desenvolvimento, de clima tropical e subtropical, o emprego de dispositivos de biorretenção é ainda pouco difundido. Diante disso, como contribuição para outros estudos e novas reflexões quanto a este tema, essa revisão de literatura objetiva apresentar um compilado de avaliações e dados sobre o desempenho quantitativo de jardins de chuva instalados/projetados no Brasil como técnica compensatória de manejo de águas pluviais urbanas.

Material e Métodos

Neste estudo, foi considerada a importância de analisar as soluções empregadas ou complementares ao sistema de drenagem sustentável, como as técnicas de manejo de águas pluviais. Para isso, adotou-se uma abordagem metodológica qualitativa exploratória descritiva, por meio de levantamento bibliográfico, com o objetivo de examinar estudos relacionados à implantação e operação de jardins de chuva no Brasil.

O objetivo principal deste trabalho é verificar, comparar e analisar informações provenientes de diversas fontes bibliográficas e pesquisas experimentais, a fim de obter um melhor entendimento da dinâmica presente nos sistemas de jardins de chuva.

A coleta de material fonte foi realizada por meio de pesquisas em periódicos científicos eletrônicos, utilizando plataformas acadêmicas como o Google Acadêmico e o Portal da CAPES.

Foram selecionadas pesquisas a respeito da avaliação de jardins de chuva instalados ou projetados no Brasil quanto a eficiência na retenção do escoamento superficial urbano. Para isso foi realizada uma filtragem a fim de selecionar apenas artigos publicados nos idiomas português e inglês. A pesquisa foi conduzida utilizando as palavras-chave "(jardim de chuva and Brasil) or (biorretenção and Brasil)", em ambos os idiomas. Foram filtrados apenas artigos, teses e dissertações.

Resultados e Discussão

Foram selecionados 12 trabalhos, dentre os anos de 2013 e 2020. A lista com os estudos selecionados está apresentada na Tabela 1.

AUTOR	Título
DANIEL JUNIOR (2013)	Avaliação de uma biorretenção como estrutura sustentável de drenagem urbana
MOURA (2013)	Biorretenção: tecnologia ambiental urbana para manejo das águas de chuva
MELO <i>et al.</i> (2014)	Jardim de chuva: sistema de biorretenção para o manejo das águas pluviais urbanas
REIS & ILHA (2014)	Comparação de desempenho hidrológico de sistemas de infiltração de água de chuva: poço de infiltração e jardim de chuva
FERREIRA (2017)	Avaliação do funcionamento de um dispositivo de biorretenção: monitoramento e modelagem
MACEDO <i>et al.</i> (2017)	<i>Learning from the operation, pathology and maintenance of a bioretention system to optimize urban drainage practices</i>
GONÇALVES <i>et al.</i> (2018)	<i>Modeling the Effects of Introducing Low Impact Development in a Tropical City: A Case Study from Joinville, Brazil</i>
CORTEZ <i>et al.</i> (2019)	Análise do desempenho das melhores práticas de manejo para constituição de corredores verdes em Fortaleza-CE.
MACEDO <i>et al.</i> (2019)	<i>Bioretention performance under different rainfall regimes in subtropical conditions: A case study in São Carlos, Brazil</i>
FERREIRA <i>et al.</i> (2019)	Puls method for events simulation in a lot scale bioretention device
AZEVEDO <i>et al.</i> (2022)	Simulação hidrológica de biorretenção: análise de eficiência de técnicas compensatórias para mitigar impactos da urbanização
DOURADO, SILVA & MENDES (2020)	Jardim de chuva como técnica compensatória: Um estudo no município de Goiânia.
FENSTERSEIFER (2020)	Infraestruturas verdes na amenização de impactos da urbanização: controle pluvial com biorretenção e efeito térmico de fachada verde em residência

Tabela 6- Trabalhos selecionados

Os trabalhos selecionados indicam que o tema analisado ainda é recente e pouco disseminado no país, estando concentrados apenas nos seguintes estados: Alagoas, Ceará, Goiás, São Paulo, Paraíba, Pernambuco, Rio Grande do Sul e Santa Catarina (Figura 1)

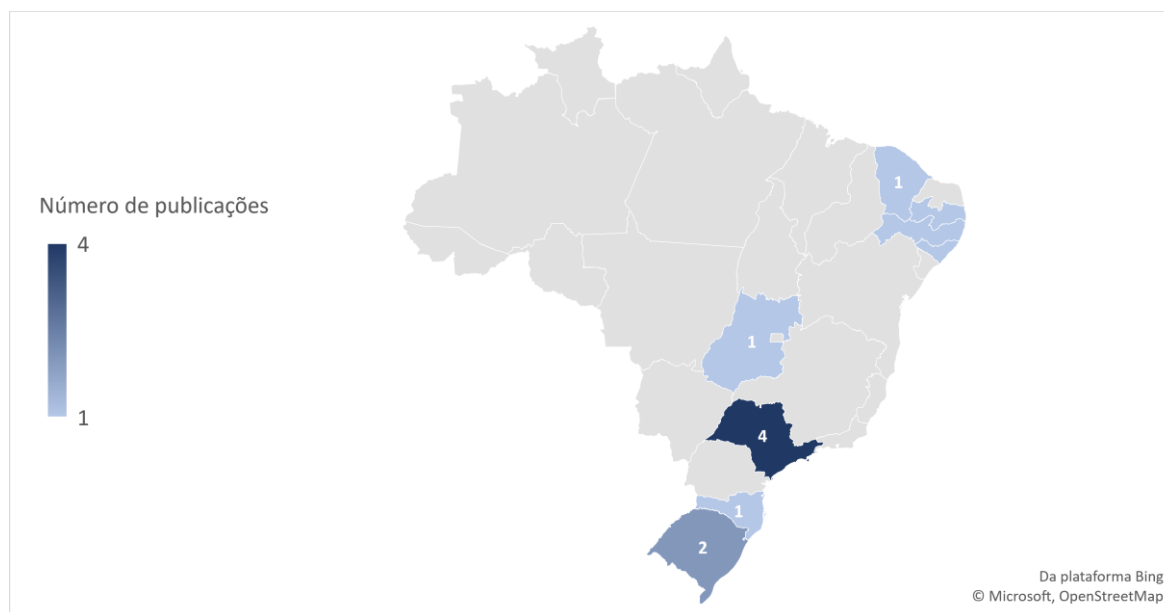


Figura 7- Localidade dos trabalhos selecionados

Estrutura

Os trabalhos de Daniel Junior (2013), Moura (2013), Melo *et al.* (2014), Reis & Ilha (2014), Ferreira (2017), Macedo *et al.* (2017), Macedo *et al.* (2019), Fensterseifer (2020) e Dourado & Silva (2020) apresentaram resultados acerca da operação de estruturas de biorretenção instaladas, enquanto os trabalhos de Azevedo *et al.* (2022), Cortez *et al.* (2019), Gonçalves *et al.* (2018) e Ferreira *et al.* (2019) realizaram modelagens matemáticas a fim de determinar a eficiência da estrutura analisada no manejo de águas pluviais. A origem dos escoamentos foram diversos, sendo estes provenientes de áreas no entorno, estradas, ruas e telhados, conforme Tabela 2.

Autores	Área de Contribuição (m ²)
DANIEL JUNIOR (2013)	Telhado
MOURA (2013)	Área entorno (ruas, vegetações, edificações)
MELO <i>et al.</i> (2014)	Telhado
REIS & ILHA (2014)	Telhado
FERREIRA (2017)	Telhado e área entorno
GONÇALVES <i>et al.</i> (2018)	Bairro
CORTEZ <i>et al.</i> (2019)	Rua
MACEDO <i>et al.</i> (2019)	Vegetação rasteira, em maioria. Estradas, caminhos pedonais e área de um laboratório
AZEVEDO <i>et al.</i> (2020)	Estacionamento
DOURADO, SILVA & MENDES (2020)	Rua
FENSTERSEIFER (2020)	Rua

Tabela 7 – Origem do escoamento das estruturas de biorretenção estudadas

A proporção entre área do jardim e área de contribuição nos diversos estudos variou de 0,26% a 45,00%, contudo é importante ressaltar que, as áreas de contribuição dos trabalhos de Azevedo *et al.* (2022), Ferreira (2017), Macedo *et al.* (2019), Macedo *et al.* (2017) e Moura (2019) correspondiam boa parte em áreas permeáveis que não contribuem tão significativamente para o escoamento superficial. A menor profundidade da estrutura de biorretenção foi encontrada nos trabalhos de Melo *et al.* (2014), Reis & Ilha (2014) e Fensterseifer (2020), que correspondeu a uma altura de 1,00 m, o maior valor foi obtido nos trabalhos de Macedo *et al.* (2019), Macedo *et al.* (2017) que possui uma estrutura com 3,20 m de profundidade. Para avaliar o volume de retenção de cada estudo foi considerado o volume de charco somado ao volume disponível na camada de armazenamento interna (Tabela 3).

Autores	Área de Contribuição (m ²)	Proporção (%)	Profundidade (m)	Volume de retenção (m ³)
DANIEL JUNIOR (2013)	170,00	4,70	1,20	5,75
MOURA (2013)	2.829,23	0,78	1,85	-
MELO <i>et al.</i> (2014)	74,80	5,00	1,00	1,86
REIS & ILHA (2014)	50,00	3,14	1,00	1,14
FERREIRA (2017)	298,77	2,15	1,50	2,42
MACEDO (2019)	23.000,00	0,26	3,20	53,35
FENSTERSEIFER (2020)	2,20	45,00	1,00	-
DOURADO & SILVA (2020)	74,80	5,34	-	-
AZEVEDO <i>et al.</i> (2022)	8.330,00	4,08	1,70	-

Tabela 8- Dimensões dos jardins de chuva selecionados

Na Tabela 4 estão dispostas as vegetações e estruturas dos jardins de chuva alvo de estudo. A disposição das camadas, assim como soluções técnicas específicas para melhorar a função do jardim, são empregadas dependendo das características, condições e necessidades locais. Uma vez que se trata de uma tecnologia recente, ainda não consolidada na literatura as variações encontradas também podem ser ocasionadas por falta de uma normatização construtiva.

Autores	Vegetação	Camada 1	Camada 2	Camada 3	Camada 4	Camada 5	Camada 6
FERREIRA (2017) FERREIRA <i>et al.</i> (2009)	Imbé	Charco (28 cm)	Terra Preta (19 cm) ¹	Brita (72 cm) ¹	Areia (10 cm)	-	-
MELO <i>et al.</i> (2014)	Ixória Vermelha, Íris Amarela	Charco (10 cm)	Substrato (10 cm) ¹	Brita 1 (70 cm)	Areia (10cm)	-	-
MACEDO <i>et al.</i> (2019); MACEDO <i>et al.</i> (2017)	Brachiaria sp.; Sorghum sudanense; Sansevieria trifasciata e Cyperus papyrus	Solo franco-arenoso (50 cm) ¹	Brita 3 (70 cm) ¹	Areia grossa (200 cm) ¹	-	-	-
DANIEL JUNIOR (2013)	Bananeira, Taioba, Cana, Inhame, Nabo	Charco ²	Solo (30 cm)	Areia (10 cm)	Brita 1 (10 cm)	Brita 2 (10 cm)	Câmara de pneus cercada resíduos da construção civil (60 cm) ¹
MOURA (2013)	Alocasia sp. Alternanthera brasiliana, Codiaeum variegatum, Cordyline terminalis, Costus spiralis, Ctenanthe setosa, Curculigo capitulata, Dianela ensifolia, Diets bicolor, Heliconia psittacorum, Hemerocalis sp., Mahonia aquifolium, Monstera deliciosa, Neomarica caerulea, Sansevieria trifasciata lautentii, Schefflera arboricola, Asparagus densiflorus, Dichondra microcalyx. Zoysia japonica	Charco (30 cm)	Substrato sob tela biotêxtil em fibra de cocô (45 cm)	Areia Grossa (5 cm) ¹	Brita 1 (15 cm)	Brita 3 (60 cm)	-

REIS & ILHA (2014)	<i>Zoysia japónica, Duranta erecta aurea</i>	Charco (46,5 cm)	Substrato ³	Brita inserida em um dreno vertical - D= 100mm (100 cm) ¹	-	-	-
FENSTERSEIFER (2020)	<i>Chlorophytum comosum</i>	Charco (10 cm)	Substrato (30 cm) ¹	Areia média (10 cm) ¹	Brita 1 (10 cm)	Acrílico ⁴	-
DOURADO & SILVA (2020)	Vegetação não especificada	Substrato	Brita ¹	Brita ²	Brita ⁴		
AZEVEDO <i>et al.</i> (2022)	Vegetação não especificada	Charco (20 cm)	Solo (100 cm) ¹	Brita 1 (50 cm)	-	-	
CORTEZ <i>et al.</i> (2019) ⁵	Vegetação não especificada	Charco (30 cm)	Substrato (45 cm) ¹	Brita graduada simples (15 cm)	Brita 3	-	-
GONÇALVES <i>et al.</i> (2018) ⁶	Vegetação não especificada	Charco (15 cm/ 20 cm)	Solo (15 cm/40 cm)	Armazena-mento ⁷ (20 cm /40 cm)	Dreno	-	-

Tabela 9- Configuração de camadas

¹Camada sobre manta geotêxtil. ² Altura não definida. ³ nessa configuração a tubulação vertical preenchida com brita é inserida no meio do solo aparente, não havendo nenhuma camada sobreposta. ⁴ Essa estrutura está inserida em uma caixa de acrílico sem contato com o solo natural. ⁵ Modelo proposto em Moura (2013). ⁶ Modelos para 5% e 10% da área de contribuição. ⁷ Não especificado.

A altura da camada de areia variou entre 5cm e 200 cm, esse material tem função de filtração e retenção dos poluentes, assim como realizar a transição entre duas camadas e foi utilizada em Ferreira (2017), Ferreira *et al.* (2019), Melo *et al.* (2014), Macedo *et al.* (2019), Macedo *et al.* (2017), Daniel Junior (2013), Moura (2013) e Fensterseifer (2020). Dentre as produções estudadas, Ferreira (2017), Melo *et al.* (2014), Macedo *et al.* (2019), Macedo *et al.* (2017), Daniel Junior (2013), Moura (2013) e Fensterseifer (2020), Reis & Ilha (2014), Dourado, Silva & Mendes (2020) e Azevedo *et al.* (2022) fizeram uso de uma manta geotêxtil para reter poluentes e evitar o carreamento de partículas de uma camada para outra e principalmente para dificultar o processo de colmatação das camadas de armazenamento aumentando assim a vida útil dessas estruturas.

As vegetações utilizadas por Moura (2013), Macedo *et al.* (2017), Macedo *et al.* (2019), Reis & Ilha (2014), Ferreira (2017) e Ferreira *et al.* (2019) se adaptaram aos respectivos jardins pluviais. Já no experimento de Daniel Junior (2013) o nabo não resistiu as geadas dos meses com baixas temperaturas, as mudas de bananeiras e taiobas apresentaram queimaduras na região folhar devido ao frio, mas resistiram bem aos períodos secos, a *Canna paniculata* e a bananeira foram atacadas por lagartas e formigas, porém as espécies se mostraram resistentes as pragas, tendo sua área folhar recuperada em algumas semanas. Melo *et al.* (2014) relatam que as mudas de Ixória Vermelha não mostraram um desenvolvimento proporcional ao da Íris Amarela e atribuiu esse fato à espessura de 10 cm da camada de substrato que deveria ser de 25 a 30 cm para atender à necessidade das plantas. No estudo de Fensterseifer (2020) o *Chlorophytum comosum* se mostrou resistente às intempéries, porém sofreu importante redução em sua área folhar ao longo do tempo e sua adequabilidade ao sistema mostrou-se questionável.

Os trabalhos de Daniel Junior (2013), Moura (2013), Melo *et al.* (2014), Reis & Ilha (2014), Ferreira (2017), Ferreira *et al.* (2019), Fensterseifer (2020) e Azevedo *et al.* (2022), Gonçalves *et al.* (2018) e Cortez *et al.* (2018) utilizaram uma camada de charco, a fim de gerar um espaço para retenção de uma lâmina superficial de água nos eventos em que a vazão de entrada do escoamento seja superior a capacidade de infiltração do solo aparente. O material mais utilizado como camada de armazenamento principal foi a brita, utilizado nos trabalhos de Melo *et al.* (2014), Reis & Ilha (2014), Ferreira (2017), Macedo *et al.* (2017), Macedo *et al.* (2019), Fensterseifer (2020), Azevedo *et al.* (2022), Moura (2013), Cortez *et al.* (2018) e Dourado, Silva & Mendes (2020). Esse material foi substituído por uma câmara de pneus cercada por resíduos da construção civil no jardim de Daniel Junior (2013). A profundidade das camadas de armazenamentos oscilou entre 10 cm e 100 cm, sendo o dimensionamento para essa faixa descrito nos trabalhos de Daniel Junior (2013), Moura (2013), Melo *et al.* (2014), Reis & Ilha (2014), Ferreira (2017), Fensterseifer (2020), conforme disposto na Tabela 5.

AUTOR	MÉTODO	PERÍODO DE RETORNO	DURAÇÃO DE CHUVA	ENSAIO E TAXA DE INFILTRAÇÃO DO SOLO
DANIEL JUNIOR (2013)	Método da curva envelope	2 anos	400 minutos	Ensaio conforme a NBR 13.969, ABNT (1997) (1 mm/h)
MOURA (2013)	Manual de Manejo de chuva da cidade de Portland nos Estados Unidos	-	-	-
MELO <i>et al.</i> (2014)	Método da curva envelope	5 anos	15 minutos	Infiltrômetro do anel simples (312 mm/h)
REIS & ILHA (2014)	Método Racional	5 anos	10 minutos	Desconsiderada
FERREIRA (2017) FERREIRA <i>et al.</i> (2019),	Método da curva envelope	2 anos	-	Infiltrômetro do Duplo Anel (95 mm/h)
MACEDO <i>et al.</i> (2017) MACEDO <i>et al.</i> (2019) ¹	Método computacional BIRENICE	5 anos	20 minutos	Teste de infiltração ² (5,8 mm/h)
FENSTERSEIFER (2020)	Método da curva envelope	10 anos	60 minutos	Controlada por registro (25,2 mm/h) ³

Tabela 10- Métodos e parâmetros de dimensionamento da camada de armazenamento

¹Decrito em Rosa (2016). ² Não especificado. ³Experimento confinado em uma caixa de acrílico com um registro de saída.

Monitoramento e Eficiência

A fim de avaliar a operação de jardins de chuva durante eventos pluviométricos os estudos selecionados monitoraram alguns parâmetros de forma a compor o balanço hídrico da estrutura e determinar sua eficiência. Os parâmetros analisados foram a precipitação (P), nível superficial (N_S) acima da camada de solo aparente, nível subsuperficial (N_{SS}), na camada interna de armazenamento da estrutura, Volume de entrada do escoamento (V_E), Volume de saída da estrutura no caso de extravasamento (V_S). Os parâmetros analisados em cada trabalho estão dispostos na Tabela 6

Autor	P	N _S	N _{SS}	V _E	V _S
DANIEL JUNIOR (2013)					
MOURA (2013)					
MELO <i>et al.</i> (2014)					
REIS & ILHA (2014)					
FERREIRA (2017)					
MACEDO <i>et al.</i> (2017)					
MACEDO <i>et al.</i> (2019)					
FENSTERSEIFER (2020)					

Tabela 11- Parâmetros analisados por estudo

Através de monitoramento, Macedo *et al.* (2017), Fensterseifer (2020) Daniel Junior (2013), Ferreira (2017) e Reis & Ilha (2014) estimaram a eficiência da estrutura. Macedo *et al.* (2017) monitorou 26 eventos e Fensterseifer (2020) 27, respectivamente, e estimaram a eficiência pela razão entre o volume retido e o volume de entrada, obtendo eficiência média de 65% e 98,31%, respectivamente. Vale ressaltar que no estudo de Macedo *et al.* (2017) o volume de saída correspondia ao volume extravasado superficialmente da estrutura, enquanto em Fensterseifer (2020) o escoamento de saída foi coletado por um registro na base do sistema, representando o volume percolado para o solo natural.

Daniel Junior (2013) observou 59 eventos e determinou a eficiência comparando a altura do nível superficial à altura útil da estrutura. O autor, por meio dessa análise, concluiu que não houveram extravasamentos, cabe ressaltar que esse método pode não ser preciso, uma vez que em estruturas de biorretenção é usual que ocorra extravasamentos sem que a camada de armazenamento esteja preenchida, como verificado no estudo de Macedo *et al.* (2017), esse fato ocorre pois quando a capacidade de infiltração da camada de solo aparente é inferior ao volume de entrada de água pluvial, ocorre a geração de uma lâmina superficial de água que quando superior a camada de charco ocasiona extravasamentos. Ferreira (2017) analisou a eficiência de acordo com a porcentagem de eventos absorvidos pelo dispositivo, para isso foram considerados 37 eventos que tiveram uma eficiência de 89,2%. Para a avaliação do desempenho do sistema de infiltração, Reis & Ilha (2013) monitoraram o tempo de enchimento do jardim de chuva e os volumes retido, infiltrado e de extravasamento para uma simulação com a vazão de projeto (6,8 m³/h), referente a uma chuva com período de retorno de 5 anos e duração de 10 minutos precipitada sobre a área de contribuição, em que a estrutura reteve aproximadamente 60% da água gerada pela chuva de projeto.

Cortez *et al.* (2019), Azevedo *et al.* (2022), Gonçalves *et al.* (2018) e Ferreira *et al.* (2019) utilizaram de modelagem por meio de softwares ou equações matemática para estimar a eficiência da instalação de estruturas de biorretenção.

Cortez *et al.* (2019) realizou modelagem matemática para determinar a eficiência de inserção de jardins de chuva no sistema viário de Fortaleza, Ceará. Para isso, foi utilizada a razão entre o volume de retenção da estrutura (calculada pela porosidade do sistema) e o volume precipitado com base nas áreas das vias (Expressa, Arterial, Coletora, Local), para uma chuva de projeto com tempo de retorno de 10 anos e duração de 60 minutos. Esse estudo classificou jardins de chuva como estruturas acima de 14m² e não recomendou a instalação desses em vias locais, sugerindo nesse caso a substituição por canteiros pluviais (estruturas de aproximadamente 6 m²). Observaram que os desempenhos dos jardins de chuva foram superiores aos dos canteiros pluviais, sendo para o jardim: 34% (via expressa), 61,5% (via arterial), 87,1% (via coletora), e para o canteiro: 14% (expressa), 26% (arterial), 37% (coletora), 64% (local).

Azevedo *et al.* (2022) utilizaram o modelo computacional Hydrus-1D para simular fluxos de água em meio poroso similar ao que ocorre em uma biorretenção, com dados de amostras de solo de uma área localizada em João Pessoa (PB). Foram consideradas chuvas de projeto com tempo de retorno de 5 anos com durações de 20 minutos e 60 minutos, respectivamente, alturas de perfis de solo de 100, 120, 130 e 150 cm e camadas de charco de profundidade de 10, 20 e 30 cm. Os autores verificaram que a influência das profundidades dos perfis de solo foi insignificante. Por outro lado, as maiores eficiências foram obtidas para chuvas de menor duração, com redução de escoamento de 100% para camadas de charco de 20 e 30 cm e 74% para camadas de 10 cm. Já o desempenho para chuvas de maior duração foi de 47% para retenção de 10 cm, 60% para 20 cm e 73% para camada de 30 cm, respectivamente. Estes resultados mostram o impacto e a importância da camada de charco para o desempenho do sistema na retenção do escoamento.

Gonçalves *et al.* (2018) simularam e analisaram através do software SWMM (*Storm Water Management Model*) cenários viáveis de colocação de unidades de desenvolvimento de baixo impacto, LID (*Low Impact Development*) em toda a bacia estudada, que se trata de um bairro, localizado na cidade de Joinville em Santa Catarina, correspondente a uma área de 356 ha. Esses cenários foram comparados com o cenário usual para avaliar o potencial de mitigação de enchentes do sistema. Sete cenários foram testados e comparados com 5 diferentes eventos de chuva, sendo estes: dois cenários aplicando jardins de chuva em 5% (1) e 10% (2) das áreas de sub-bacia onde as inundações ocorrem, dois cenários aplicando trincheiras de infiltração em 5% (3) e 10% (4) das áreas de sub-bacia e três cenários com lagoas de detenção, um com apenas lagoas de detenção nos locais determinados (5), um com lagoas de detenção e jardins de chuva ocupando 5% da área da sub-bacia (6) e a última com lagoas de detenção e trincheiras de infiltração ocupando 5% da sub-bacia (7). Os resultados mostraram que as melhorias de desempenho de diferentes cenários de implantação de LIDs são altamente dependentes dos eventos de chuva. A média de redução total do volume de inundação para os 7 cenários foram, respectivamente 29,8%, 50,0%, 39,7%, 55,9%, 55,7%, 70,8% e 75,1%.

Ferreira *et al.* (2019) utilizou o modelo Puls para simular um processo quantitativo em um sistema de biorretenção em pequena escala funcionando como um reservatório onde a saída de água ocorre apenas por infiltração. O método foi aplicado em duas vias: a instalação como um único reservatório, como uma trincheira de infiltração, na primeira; e a instalação como dois reservatórios seriais no segundo. Foram utilizados eventos e os resultados mostraram coeficientes de Nash-Sutcliffe (NS) e de determinação, utilizados para avaliar a eficiência do modelo, adequados na fase de calibração, especialmente para biorretenção simulada como um único reservatório, com valores de NS variando de 0,64 a 0,95. Quando o aparelho foi simulado como dois reservatórios seriais, os valores de NS variaram de 0,80 a 0,95 na fase de calibração. Na fase de validação, os valores de NS variaram de 0,48 a 0,76 para a condição de único reservatório e de 0,43 a 0,89 na condição de dois reservatórios seriais.

Na Figura 3 estão dispostas a eficiência mínima, média e máxima de retenção do escoamento superficial pelos jardins de chuva das pesquisas avaliadas, além do número de eventos ou condições analisadas em cada trabalho. É importante ressaltar que conforme descrito nos parágrafos anteriores as metodologias empregadas para determinação da eficiência das estruturas foram distintas nos estudos selecionados.

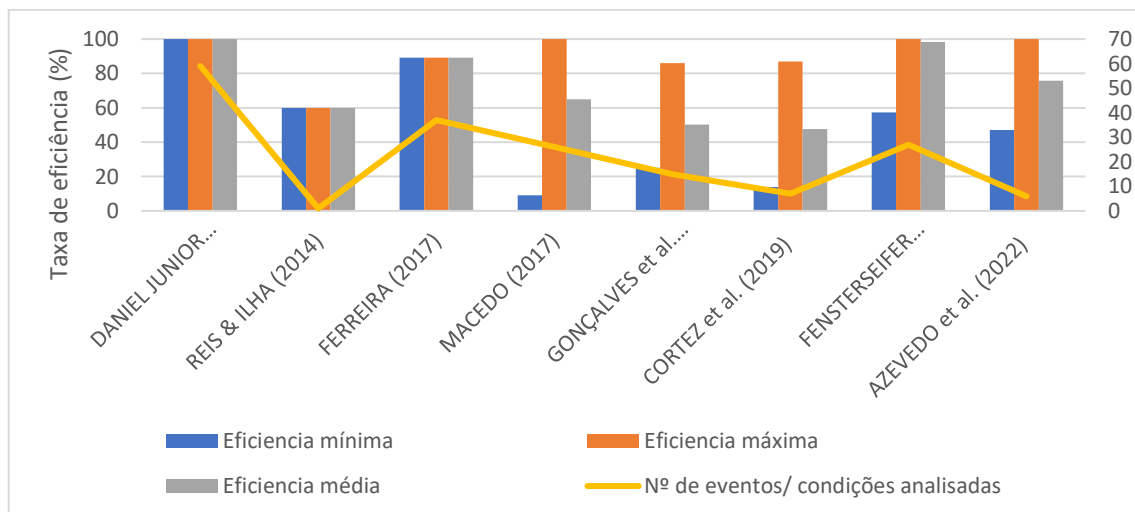


Figura 8- Taxa de eficiência de retenção do escoamento superficial dos jardins de chuva por estudo

Conclusão

Diversas pesquisas destacam a importância e os benefícios dos sistemas sustentáveis para o meio ambiente urbano. Um exemplo é o projeto de jardim de chuva, que pode ser implementado com o objetivo de reduzir o escoamento de água no ponto de origem, utilizando técnicas sustentáveis de baixo custo.

Foram analisados 12 trabalhos, incluindo artigos, teses e dissertações. Essa análise revelou a escassez de estudos sobre esse tema, indicando que a técnica de jardins de chuva ainda é pouco difundida no Brasil e conta com poucas pesquisas experimentais.

A instalação de um jardim de chuva requer a consideração de diversos fatores para aumentar sua eficiência, tais como a proporção entre a área de contribuição e o jardim, o regime pluviométrico, o teor do solo, a taxa de infiltração, a composição das camadas internas e a vegetação, entre outros. Devido à falta de estudos sobre o assunto, observa-se uma grande variabilidade na construção desses sistemas e a ausência de uma norma construtiva que busque maximizar seu potencial de retenção. Portanto, é essencial a realização de futuros estudos experimentais nessa área. Por outro lado, de maneira geral, os trabalhos constataram que a instalação de jardins de chuva contribui de forma eficiente para a compensação de águas pluviais e a redução do escoamento superficial.

Agradecimentos

As autoras gostariam de agradecer à Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP) pela bolsa de mestrado concedida à primeira autora.

Referências Bibliográficas

ABNT. 1997, NBR 13.969 - Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. Associação Brasileira de Normas Técnicas, Rio de Janeiro, 60p.

Asleson, B. C., Nestingen, R. S., Gulliver, J. S., Hozalski, R. M., & Nieber, J. L.; 2009. Performance assessment of rain gardens 1. JAWRA Journal of the American Water Resources Association, 45(4), 1019-1031.

Azevedo, F. S., Silva, G. J. A. D., Silveira, J. A. R. D., & Barros Filho, M. N. M.; 2022. Simulação hidrológica de biorretenção: análise de eficiência de técnicas compensatórias para mitigar impactos da urbanização. Engenharia Sanitária e Ambiental, 27, 1077-1088.

Christofidis, D., Assumpção, R. dos S. F. V., & Kligerman, D. C.; 2019. A evolução histórica da drenagem urbana: da drenagem tradicional à sintonia com a natureza. Saúde Em Debate, 43(spe3), 94-108. <https://doi.org/10.1590/0103-11042019S307>

Cortez, R. M. V., de Moura, N. C. B., & Machado, C. D. O. J.; 2019. Análise do desempenho das melhores práticas de manejo para constituição de corredores verdes em Fortaleza-CE. Paisagem e Ambiente, 30(43), e146647-e146647.

Daniel Junior, J. J.; 2013. Avaliação de uma biorretenção como estrutura sustentável de drenagem urbana (Dissertação (Mestrado)). Universidade Federal de Santa Maria. Rio Grande do Sul.

Dickie, S., McKay, G., Ions, L., & Shaffer, P.; 2010. CIRIA C687, Planning for SUDS: making it happen. London: CIRIA C, 68, 14p.

Dourado, L. S.; Silva, M. A.; Mendes, S. R. S.; 2017. Jardim de chuva como técnica compensatória: Um estudo no município de Goiânia.

Dunnett, N., & Clayden, A.; 2007. Rain gardens. Managing water sustainably in the garden and designed landscape.

Fensterseifer, P.; 2020. Infraestruturas verdes na amenização de impactos da urbanização: controle pluvial com biorretenção e efeito térmico de fachada verde em residência. (Dissertação (Mestrado)). Universidade Federal de Santa Maria. Rio Grande do Sul.

Ferreira, L. T. M.; 2017. Avaliação do funcionamento de um dispositivo de biorretenção: monitoramento e modelagem (Dissertação (Mestrado)). Universidade Federal de Alagoas. Alagoas.

Ferreira, L. T. L. M., Neves, M. G. F. P. das., & Souza, V. C. B. de.; 2019. Puls method for events simulation in a lot scale bioretention device. RBRH, 24, e36. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.241920180133>

Goncalves, M. L., Zischg, J., Rau, S., Sitzmann, M., Rauch, W., & Kleidorfer, M.; 2018. Modeling the effects of introducing low impact development in a tropical city: A case study from Joinville, Brazil. *Sustainability*, 10(3), 728.

Macedo, M. B., do Lago, C. A. F., Menciondo, E. M., & Giacomoni, M. H.; 2019. Bioretention performance under different rainfall regimes in subtropical conditions: A case study in São Carlos, Brazil. *Journal of environmental management*, 248, 109266.

Macedo, M. B., Rosa, A., do Lago, C. A. F., Menciondo, E. M., & de Souza, V. C. B.; 2017. Learning from the operation, pathology and maintenance of a bioretention system to optimize urban drainage practices. *Journal of Environmental Management*, 204, 454-466.

Melo, T. A. T.; Coutinho, A. P.; Cabral, J. J. S. P.; Antonino, A. C. D.; Cirilo, J. A.; 2014. Jardim de chuva: sistema de biorretenção para o manejo das águas pluviais urbanas. *Ambiente Construído*, Porto Alegre, v. 14, n. 4, p. 147-165.

Moura, N. C. B. de.; 2014. Biorretenção: tecnologia ambiental urbana para manejo das águas de chuva (Tese (Doutorado)). Universidade de São Paulo, São Paulo.

Reis, R. P. A., & Ilha, M. S. D. O.; 2014. Comparação de desempenho hidrológico de sistemas de infiltração de água de chuva: poço de infiltração e jardim de chuva. *Ambiente Construído*, 14, 79-90.

Rosa, A.; 2016. Bioretention for diffuse pollution control in SUDS using experimental adaptive approaches of ecohydrology. (Tese (Doutorado)). Universidade Federal de São Carlos – UFSCar, São Carlos, São Paulo, 123 p.

Woods Ballard, B., Wilson, S., Udale-Clarke, H., Illman, S., Scott, T., Ashely, R., & Kellagher, R.; 2015. CIRIA—The SuDs Manual; CIRIA Research Project (RP) 992; Department for Environment Food & Rural Affairs: London, UK.

PROPOSTA DE INTERVENÇÃO SUSTENTÁVEL EM SISTEMA DE DRENAGEM DE ÁGUAS PLUVIAIS COM JARDINS DE CHUVA

¹Helaine Silva Nascimento, ²Maria Thereza Rocha Chaves, ³Teresa Raquel Lima Farias, ⁴Waleska Martins Eloi

^{1, 2, 3 e 4} Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE),
E-mails: helaine.silva.nascimento06@aluno.ifce.edu.br; mtchaves50@gmail.com;
teresafarias@ifce.edu.br; waleska@ifce.edu.br

Palavras-chave: Escoamento superficial, biorretenção, Técnica compensatória.

Resumo

O processo de escoamento superficial é maximizado em áreas urbanas devido ao acréscimo de áreas impermeabilizadas. Tais áreas são fruto do processo de urbanização desorganizada e traz inúmeros danos à população, como enchentes e alagamentos. Nesse contexto, a eficiência do sistema de drenagem se faz imprescindível para sanar os problemas que surgem nas quadras chuvosas. Assim, novas técnicas no manejo de águas pluviais urbanas têm sido estudadas no Brasil e no exterior com o intuito de contribuir para a redução dos transtornos ocasionados pela ineficácia do sistema de drenagem existente. Tais técnicas visam o controle da água na fonte de sua geração, fazendo com que esta possa retornar ao solo, reproduzindo condições mais próximas aos naturais, de modo a reduzir significativamente o escoamento superficial que ocorreria sem essa intervenção. O artigo apresenta a proposta de intervenção sustentável por meio da transformação de um jardim convencional em um dispositivo de biorretenção tipo jardim de chuva, no *campus* Fortaleza do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE), com o intuito de reduzir pontos de alagamento. Em conjunto com o dimensionamento e a proposta de implantação, foi realizada uma estimativa do custo necessário para sua construção e verificada sua viabilidade econômica, visto a disponibilidade de mão de obra no local e a possibilidade de reutilização do material escavado do jardim convencional, reduzindo, assim, custos com movimentação de terra.

Introdução

As cidades brasileiras tiveram aumento populacional intenso nas últimas décadas devido ao processo do êxodo rural, movimento no qual muitas pessoas migraram do campo para cidade em busca de melhoria na qualidade de vida (ZIEMBOWICZ, 2021). Como resultado desse crescimento populacional, surgem problemas como a impermeabilização do solo, ocupação indevida das faixas marginais de proteção dos rios, desmatamento, canalização dos rios e o aumento significativo da quantidade de resíduos sólidos despejados nesses corpos hídricos, entre outros impactos. Durante períodos de chuvas, os corpos d'água transbordam, resultando em inundações que causam danos materiais, humanos e ambientais, afetando diretamente a saúde da população (CHRISTOFIDIS *et al.*, 2019).

Esse contexto se sustenta no fato de que os municípios brasileiros, por muitas vezes, não possuem as condições mínimas de saneamento básico, “tal como definidos em lei – abastecimento de água e esgotamento sanitário; limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos; drenagem e manejo das águas pluviais urbanas” (BRASIL, 2009).

O aumento do escoamento superficial, ocorre, simultaneamente, com o aumento do processo da poluição difusa, aliada ao transporte de poluentes atmosféricos pela ação da chuva. Assim, os problemas relacionados à impermeabilização de grandes áreas além de ocasionarem alagamentos e enchentes, afetam diretamente na qualidade e na quantidade de água que recarrega os aquíferos, uma vez que o processo da poluição difusa contamina a água (RIGHETTO, GOMES, FREITAS, 2017).

Observa-se com esse cenário a necessidade de estudo de técnicas que visem mitigar esses problemas. Para isso, surge uma nova vertente de pensamento no que tange ao manejo das águas pluviais urbanas. Diferente do que se acreditava no passado, o rápido afastamento das águas pluviais não é sinônimo de drenagem eficiente. Atualmente, segue-se o conceito de drenagem sustentável, na qual novas técnicas são estudadas visando aumentar o tempo de concentração da bacia através da infiltração e armazenamento de água (NUNES *et al.*, 2017).

As técnicas que vem sendo adotadas em países de primeiro mundo, como Estados Unidos e Austrália trazem essa possibilidade de manejo sustentável para os sistemas de drenagem das águas pluviais. Tais técnicas são denominadas “Técnicas Compensatórias” e se baseiam em controlar o escoamento ainda na fonte por meio dos “processos de armazenamento, detenção, retenção, interceptação, evapotranspiração e infiltração das águas pluviais”, segundo Saatkamp (2019), reduzindo, assim, os impactos ambientais por ele causado.

As técnicas compensatórias podem dividir-se em dois grandes grupos, baseados na construção do dispositivo de drenagem. São elas: as medidas não estruturais e estruturais, tendo esse último um custo significativamente maior em relação ao primeiro, pois envolve projetos e obras de engenharia, conforme afirma Sales (2020).

Apesar das medidas estruturais apresentarem-se como mais onerosas é possível encontrar medidas mais econômicas nesse grupo, como as medidas de controle na fonte, nas quais fazem parte os jardins de chuva, as valas de infiltração, os telhados verdes e os pavimentos permeáveis (MEDEIROS, 2019). Dentro de tais medidas destacam-se os jardins de chuva, por serem dispositivos de biorretenção, ou seja, tratam a água da chuva antes que se infiltre no solo.

Nesse contexto, este estudo visa propor uma intervenção sustentável para o sistema de drenagem de águas pluviais do *campus* Fortaleza do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará utilizando jardins de chuva como dispositivos de biorretenção, visando contribuir para minimizar alagamentos existentes durante a quadra chuvosa.

Material e Métodos

A área de estudo desta pesquisa está localizada no *campus* Fortaleza do Instituto Federal do Ceará, na cidade de Fortaleza – CE (Figura 1a). Trata-se de um jardim (Figura 1b) posicionado entre os Blocos da Eletrotécnica e Bloco da Pesquisa.

O estudo visa estimar as camadas necessárias para transformar este jardim já existente em um Jardim de Chuva, para que este possa funcionar como um dispositivo de biorretenção, reduzindo o escoamento superficial que ocorre devido a precipitação incidente sobre a laje impermeabilizada do corredor que liga o Bloco da Mecânica ao Bloco da Eletrotécnica, assim como garantir a infiltração no solo natural, permitindo que a água retorne ao ciclo hidrológico através da recarga do aquífero com melhor qualidade.

O jardim proposto receberá contribuição do escoamento advindo de três pontos: a Coberta do Bloco da Eletrotécnica, a Coberta do Bloco da Mecânica Industrial e a laje impermeabilizada ao longo das cobertas (Figura 1b). Tais áreas foram medidas através da planta baixa do *campus* Fortaleza do IFCE, e a área total de contribuição foi calculada a partir do somatório das áreas correspondentes, respectivamente 514,54 m², 380m² e 67,03 m², totalizando 961,57 m² de área de contribuição.

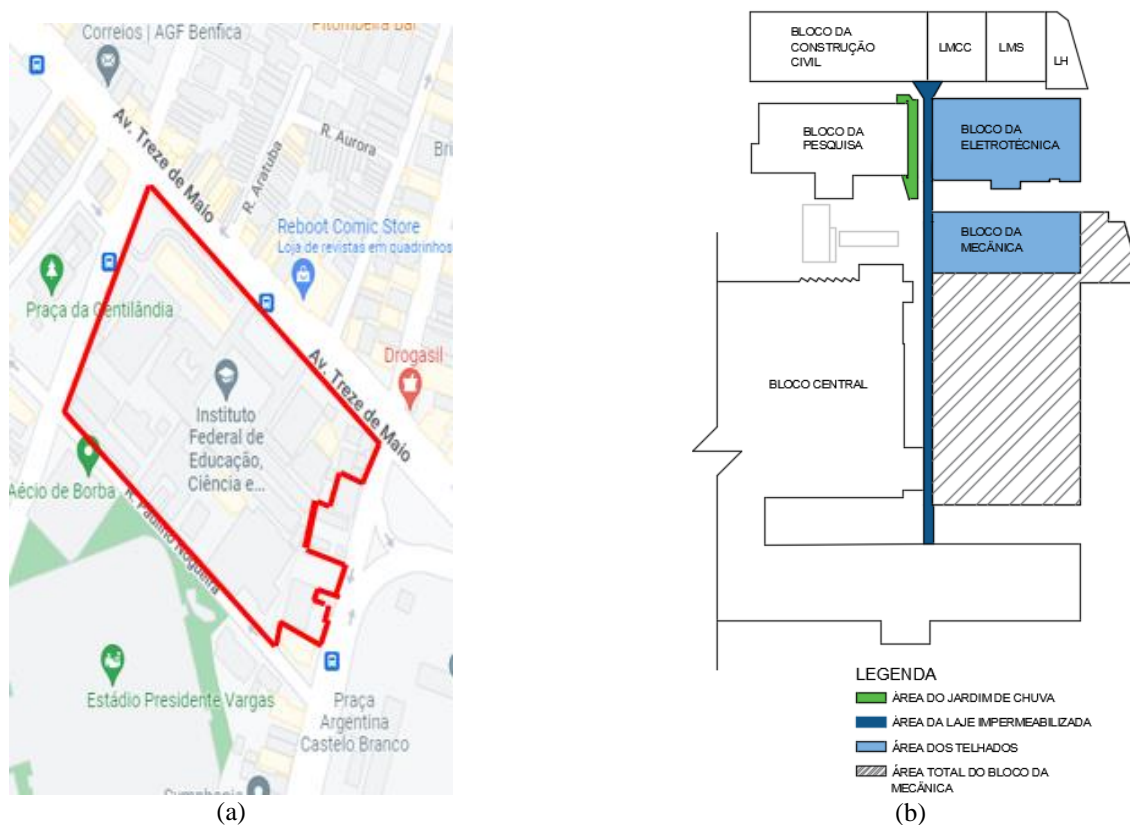


Figura 9: Campus Fortaleza (a) e áreas de jardim e de contribuição das cobertas (b)

A literatura aponta diferentes proporções entre a área de infiltração e área de contribuição, como destaca Sales (2020) que indica uma variação entre 5% e 20% dessa proporção, mostrando assim que a implantação dos dispositivos pode apresentar divergências uma vez que não há padronização da construção destes. Ferreira (2017) construiu dispositivo de biorretenção com 2,23% da área de contribuição. Já Furlani e Sant’Ana (2022) apontam áreas de infiltração variando de 5 a 15% da área de contribuição.

Desse modo, embora não haja uma padronização, é frequente em estudos os dispositivos apresentarem cerca de 5% de área de contribuição. Nesse estudo adotou-se as dimensões atuais do jardim existente cuja área extraída da planta totaliza 44,75 m², correspondendo a 4,65% da área total de contribuição.

Para efetuar a caracterização do solo local foram retiradas amostras deformadas e indeformadas em três pontos da camada superficial para a realização dos ensaios de granulometria (ABNT, 2018), massa específica aparente (ABNT, 2016), densidade real (ABNT, 2016) e condutividade hidráulica saturada (ABNT, 2021). Essa caracterização é importante para o dimensionamento da camada de armazenamento do jardim de chuva.

Um dos aspectos importantes no que diz respeito aos jardins de chuva é a inexistência de normativa e padronização deste dispositivo quanto ao seu dimensionamento, quais camadas serão utilizadas e quais as espessuras destas; e qual a proporção entre área de infiltração e área de contribuição. Desse modo, tem-se que cada projeto será único e deverá contemplar através de seu dimensionamento a proposta inicial desse dispositivo de biorretenção que é favorecer a infiltração da água no solo, assim como garantir a retenção de possíveis poluentes que possam ser carregados pelo escoamento superficial durante eventos pluviométricos.

A proposta deste trabalho corresponde a um jardim com uma configuração de 6 camadas, sendo denominadas da seguinte maneira: zona alagada ou camada de charco, cobertura vegetal, substrato, manta geotêxtil, camada de brita e camada de areia.

O jardim atual não conta com zona alagada, tendo o seu substrato quase nivelado com as áreas impermeáveis que o delimitam conforme ilustra a Figura 2. A primeira modificação proposta seria a remoção parcial da camada superficial desse substrato em até 20 cm, de forma a garantir um espaço para o empocamento de água (zona alagada) enquanto não ocorre o processo de infiltração.



Figura 2: Jardim atual com respectivo desnível

Sugere-se que a camada de vegetação ou camada de raiz como denomina Ferreira (2017), seja composta pelas mesmas espécies já existentes no local atual uma vez que tais espécies se adaptaram bem ao clima e ao solo. A vegetação existente (Figura 3) é composta pelas seguintes espécies: (a) *Megaskepasma erythrochlamys*, (b) *Ruellia coerulea*, (c) *Beaucarnea recurvata*, (d) *Pandanus sanderi*, (e) *Dracaena fragans*, (f) *Cordyline fruticosa*, (g) *Adonidia merrillii*, (h) *Pereskia grandifolia*, (i) *Adenium obesum* e (j) *Schefflera arboricola*.

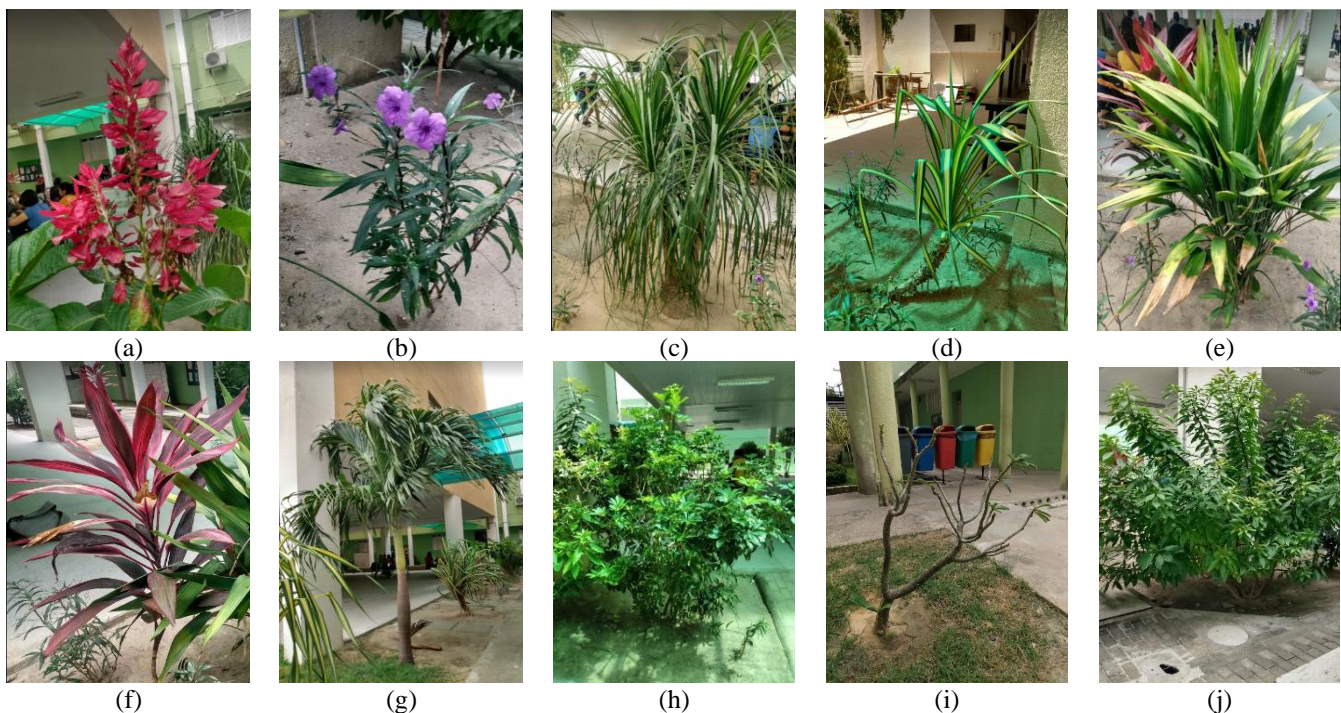


Figura 10 — Vegetação existente no jardim atual

A camada de substrato deve ser definida de forma a favorecer o desenvolvimento das espécies vegetais escolhidas, desse modo recomenda-se manter a composição existente. A literatura recomenda que essa zona tenha entre 25 e 30 cm pelo menos (MELO, 2011). No caso da presente proposta foi adotado 50 cm de modo a garantir o desenvolvimento das espécies já existentes no local, que possui uma espécie de palmeira que necessita de pelo menos 40 cm de espessura para o desenvolvimento de sua raiz.

Para a camada filtrante deverá ser utilizada uma manta geotêxtil a fim de filtrar as partículas sólidas que são carreadas pela água durante o escoamento e infiltração. Sugere-se geotêxtil do tipo bidim como utilizada no jardim piloto de Melo *et al.* (2014) com as dimensões do jardim.

A camada de brita será considerada como a camada de armazenamento da estrutura e dimensionada de modo a garantir que a água que infiltra no jardim fique armazenada em casos de chuvas intensas, garantindo que haja um tempo hábil para ocorrer o processo de infiltração da água no solo natural através da camada, que fica logo abaixo da camada de brita, e que não ocorra um extravasamento na zona de alagamento.

A altura da camada de brita (h_b) é calculada através da razão entre o volume brita e a área do dispositivo. O volume de brita é dado pela diferença entre os volumes de entrada e volume de saída dividida pela sua porosidade, conforme descrito na equação 1. Adotou-se no dimensionamento a Brita 1 também escolhida no Jardim Piloto de Melo (2011) com porosidade de 52%.

$$h_b = \frac{V_B}{A} = \frac{V_E - V_S}{0,52 \times A} \quad (1)$$

Em que: h_b será a altura da camada de brita em metro; V_B é o volume de brita em metro cúbico e A é a área do jardim em metro quadrado (44,75 m²), V_E é o volume de entrada; V_S é o volume de saída e 0,52 é a porosidade do material.

Para calcular o volume de entrada multiplicou-se a vazão obtida a partir do Método Racional (Equação 2), pela duração da chuva de projeto. A equação do Método Racional leva em consideração o coeficiente de escoamento, que se dá em função do material sobre o qual ocorre o fenômeno. A estrutura proposta receberá o escoamento proveniente de três origens: a área da laje impermeabilizada de concreto, as áreas do telhado do Bloco da Eletrotécnica e do Bloco da Mecânica Industrial e a área de infiltração do jardim com precipitação direta. Por isso a equação foi dividida em três parcelas. Os coeficientes de escoamento considerados foram: 0,88 (coeficiente do concreto), 0,85 (coeficiente do telhado) e 1 (coeficiente da área de infiltração), conforme ASCE (1969). A equação do Método Racional ficou descrita da seguinte maneira (Equação 2):

$$V_E = \frac{Q \times t \times 60}{1000} = \left(\frac{0,88 \times i \times A_L}{3600} + \frac{0,85 \times i \times A_T}{3600} + \frac{1 \times i \times A_J}{3600} \right) \times \left(\frac{t \times 60}{1000} \right) \quad (2)$$

Em que: V_E será o volume de entrada em metro cúbico; Q é a Vazão máxima provável L/s; t é a duração da chuva em minutos; i é a intensidade de chuva máxima provável em mm/h; A_L é a área da laje impermeável em m²; A_T é a área dos telhados em m² e A_J a área do jardim em m².

Para determinar a altura necessária para a camada de brita primeiramente deve-se quantificar o volume de entrada que será infiltrado e armazenado no jardim. Para a determinação deste volume foi utilizada a Equação 3 de Intensidade Duração Freqüência- IDF desenvolvida por Batista (2018) a partir de isozonas.

$$i = 21,711 \times \frac{T^{-2,07 \times 0,138}}{(t+15,945)^{0,76}} \quad (3)$$

Em que: i é a intensidade de chuva máxima provável em mm/min; T é o tempo de retorno em anos e t é a duração da chuva em minutos.

Adotou-se tempo de retorno de 5 anos que é usualmente empregado para dimensionamento de dispositivos de micro drenagem e duração da chuva de projeto de 15 minutos conforme utilizado por Melo (2011).

O volume de saída V_S foi calculado com base na condutividade hidráulica saturada média do solo igual a 294 mm/h, obtida pelo método do permeâmetro à carga constante, ensaio realizado com as amostras indeformadas coletadas no jardim atual. A determinação do volume de saída foi realizada por meio da multiplicação da lâmina infiltrada pela duração da chuva de projeto conforme a Equação 4.

$$V_S = \frac{k \times t \times A}{1000 \times 60} \quad (4)$$

Em que: V_S retornará o resultado em m³, k é a condutividade hidráulica saturada do solo em mm/h, t é a duração da chuva de projeto em minutos e A é a área de infiltração do jardim em m².

A última camada do jardim proposto será uma camada de areia grossa que terá o papel de funcionar como um filtro atuando em conjunto com a camada de brita a fim de garantir uma maior qualidade final da água infiltrada, de modo a não contaminar os poços existentes. A existência dessa camada não é obrigatória, sendo adotada de maneira preventiva a possível contaminação da água subterrânea. A altura da camada de areia sugerida é de 15 cm.

O jardim contará com 6 camadas, das quais apenas 4 entrarão para o orçamento: camada de charco, camada com a manta geotêxtil, camada de brita e camada de areia grossa. A camada de vegetação e camada de substrato permanecerão a mesma sendo realizado apenas um rebaixamento da camada de substrato de modo a garantir que o jardim tenha a zona alagada.

No orçamento foram consideradas as composições e insumos, divididos entre demolições e retiradas de componentes do jardim. O volume de material nas composições referente a etapa de demolições e retiradas foi considerado igual ao volume total do jardim para situações de escavação e reaterro e equivalente ao volume do jardim corrigido por um fator de empolamento de 1,5 durante o transporte.

Os componentes do jardim são: tubo PVC branco p/esgoto $d=100\text{mm}$, joelho PVC branco p/esgoto $d=100\text{mm}$, geotêxtil não-tecido 100% poliéster, brita e areia grossa. As tubulações e conexões que farão o redirecionamento da água pluvial proveniente dos tubos de queda para o jardim, foram quantificadas através da planta baixa. A área de manta geotêxtil será equivalente a área proposta do jardim. Os volumes de brita e areia utilizados foram considerados conforme o dimensionamento sugerido. O orçamento foi realizado com versão mais atual da SEINFRA, a tabela 27 sem desoneração.

Resultados e Discussão

A caracterização do solo do jardim foi obtida a partir dos resultados dos ensaios de condutividade hidráulica, granulometria, massas específicas aparentes e densidade real. Os resultados dos ensaios estão expressos na Tabela 1.

Devido à grande variabilidade dos valores de condutividade hidráulica saturada, foi adotada para fins de dimensionamento a média entre elas, $K = 294 \text{ mm/h}$. É válido lembrar que na ocasião de construção do jardim faz-se necessário novas determinações de condutividade hidráulica do solo, uma vez que a movimentação de terra altera a estrutura e a massa específica aparente do solo e conseqüentemente a taxa de infiltração no solo.

Caracterização do Solo				
Ensaio	Amostra	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3
Condutividade Hidráulica	K (cm/s)	$1,77 * 10^{-3}$	$5,60 * 10^{-3}$	$1,71 * 10^{-2}$
	K (mm/h)	63,66	201,60	615,40
Granulometria	Pedregulho (> 2 mm)	10%	7%	13%
	Areia Grossa (0,42 mm < d < 2 mm)	21%	17%	23%
	Areia Fina (0,075 mm < d < 0,42 mm)	55%	62%	51%
	Finos (< 0,075 mm)	15%	14%	13%
Massa Específica dos Grãos	$\rho_g \text{ (g/cm}^3\text{)}$	2,61	2,62	2,65
Massa Específica Aparente Natural	$\rho \text{ (g/cm}^3\text{)}$	2,12	2,06	2,03
Massa Específica Aparente Seca	$\rho_d \text{ (g/cm}^3\text{)}$	2,00	1,95	1,95

Tabela 12— Resultados dos Ensaios de Caracterização do Solo.

A granulometria média verificada foi de um solo predominantemente composto por 56% de areia fina, 20% de areia grossa, tendo ainda uma parcela de finos (argila e silte) de 14% e 10% de pedregulho. Na Figura 4 pode-se observar que as porcentagens das frações constituintes do solo em cada amostra são bem similares, evidenciando que há pouca variação nas proporções encontradas.

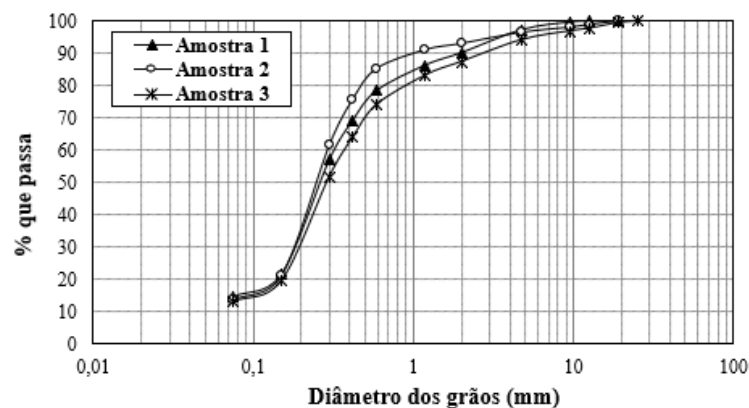


Figura 11 — Curvas granulométricas do solo

O jardim do presente estudo teve parâmetros analisados com base no Projeto Técnico Jardins de Chuva do *website* Soluções para Cidade, conforme ilustrado no Quadro 1, e os dados foram obtidos através de entrevista com a Coordenação de Manutenção Predial (ABCP, Projeto Soluções para Cidades, 2012).

Parâmetros de projeto	Valor de referência	Valor do jardim
Área da bacia de contribuição a ser controlada	Inferior a 10.000 m ²	961,57 m ²
Capacidade de infiltração do solo	Entre 7 e 200 mm/h	293,55 mm/h
Nível do lençol freático	Mínimo de 1 m abaixo do fundo do jardim	6,45m do fundo em períodos não chuvosos, 3,25m em quadras chuvosas.
Risco de contaminação de aquífero	Fundo Impermeável se tiver risco	O fundo será permeável devido ao grande espaço entre o nível do jardim e o nível da água
Fragilidade do solo à ação da água	Não recomendado	Não foram feitos ensaios para verificar esse parâmetro
Permeabilidade do subsolo nos dispositivos de infiltração	Fundo impermeável para subsolo impermeável	O fundo será permeável devido ao grande espaço entre o nível do jardim e o nível da água
Declividade do terreno	Inviável para altas declividades	Viável, visto que a declividade é mínima
Ausência de local de destino para a descarga do volume regularizado de água	Inviável na ausência de local de destino para a descarga	Possui local de destino
Disponibilidade de área	Inviável na ausência de área disponível	Existe área disponível
Presença de instalações subterrâneas	Inviável se não for possível a modificação da instalação existente	Não há instalações subterrâneas que inviabilizem a construção, exceto pela tubulação também de água pluvial, mas que poderá ser contornada
Restrição de urbanização	A implantação de jardins de chuva é inviável em áreas com tráfego intenso, em ruas e calçadas estreitas.	O jardim será construído em ambiente sem tráfego intenso
Afluência poluída	Inviável em áreas de afluências com altas concentrações de poluentes (esgotos e carga difusa)	O jardim receberá água proveniente de laje impermeabilizada e telhado, além de precipitação direta, não estando sujeito a índices tão altos de poluentes

Quadro 1: Parâmetros do Projeto Técnico Jardins de Chuva. Fonte: Adaptado de ABCP, Soluções para Cidades (2012)

Para a definição da altura da camada de brita foram calculados a Intensidade Máxima de Precipitação, Vazão Máxima Provável, Volume de entrada e saída da água pluvial e Volume de brita, conforme já indicado anteriormente (Tabela 2).

PARÂMETRO	Valor
INTENSIDADE MÁXIMA DE PRECIPITAÇÃO	111,3 mm/h
VAZÃO MÁXIMA PROVÁVEL	26,7 L/s
VOLUME DE ENTRADA	24,0 m ³
VOLUME DE SAÍDA	3,3 m ³
VOLUME DE BRITA	55,8 m ³
ALTURA DE BRITA	89,2 cm

Tabela 13- Resultados do dimensionamento do jardim de chuva

Após a definição da altura da camada de brita a configuração do jardim proposto ficou conforme ilustra a Figura 5.

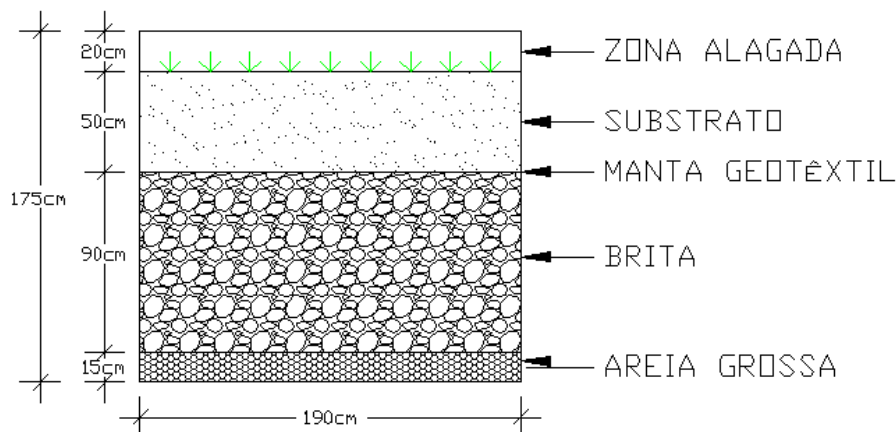


Figura 12: Composição das camadas do Jardim

Na Tabela 3, estão dispostas as composições e insumos do jardim obtidos tendo como referência a tabela SEINFRA, juntamente com seu respectivo código SEINFRA, preço unitário, quantidade e valor total. Os valores são referentes à última publicação na data da elaboração desse artigo (maio de 2023).

ITEM	COMP	DESCRIÇÃO	QUANT.	P. UNIT	TOTAL
1.0	CONSTRUÇÃO DO JARDIM DE CHUVA				
1.1	DEMOLIÇÕES E RETIRADAS				18.482,81
1.1.1	C1256	Escavação manual campo aberto em terra até 2m	76,97 m ³	50,22	3.865,43
1.1.2	C0096	Reaterro apiloado	76,97 m ³	45,94	3.536,00
1.1.3	C0702	Carga manual de entulho em caminhão basculante	115,46 m ³	23,68	2.733,97
1.1.4	C2530	Transporte de material, exceto rocha em caminhão até 10km	115,46 m ³	29,45	3.400,15
1.1.5	C2536	Transporte horizontal até 30m de materiais à granel	115,46 m ³	42,85	4.947,25
1.2	COMPONENTES DO JARDIM				6.740,47
1.2.1	C2593	Tubo PVC branco p/esgoto D=100mm (4")	74,70 m	35,15	2.625,71
1.2.2	C1549	Joelho PVC branco p/esgoto D=100mm (4")	12 unid.	30,16	361,92
1.2.3	C4651	Geotêxtil não-tecido 100% poliéster com resistência a tração longitudinal mínima de 7 kn/m (bidim rt-07 ou similar)	44,75 m ³	6,23	285,02
1.2.4	I0280	Brita	40,28 m ³	76,19	3.068,55
1.2.5	I0108	Areia grossa	6,71 m ³	74,72	501,56
TOTAL					R\$25.325,56

Tabela 14: Orçamento do Jardim de chuva com base na tabela 27 da SEINFRA - CE

Com a finalidade de avaliar o custo estimado no orçamento em relação aos demais dispositivos instalados no Brasil foram analisados dois orçamentos: um sobre o jardim construído em uma rotatória de Goiânia (DOURADO, 2020) e o outro a proposta de jardim para um loteamento em Porto Alegre (SAATKAMP, 2019). Para comparação os valores foram convertidos para dólar considerando a média da cotação do mês de novembro do ano da publicação do respectivo trabalho R\$4,15 (2019), R\$ 5,41 (2020), para conversão dos valores do presente trabalho foi considerado a média da cotação referente ao mês de abril de 2023 R\$ 5,02 (2023) (BANCO CENTRAL DO BRASIL, 2023).

O Quadro 2 mostra o comparativo do preço por metro quadrado dos três jardins assim como a proporção de gastos com os serviços mais caros do orçamento. É importante ressaltar que não foram feitas análises quanto a inflação no período de tempo analisado.

Autores	Saatkamp (2019)	Dourado, Silva, Mendes (2020)	Este Estudo (2023)
Área de Contribuição (m ²)	5.120,27	*	961,57
Área Infiltrada (m ²)	585,00	100,53	44,75
Proporção	0,11	*	0,05
Volume do Jardim (m ³)	*	201,06	78,31
Preço Total (\$)	18.997,56	4.929,68	4.495,67
Preço / m ²	32,47	49,04	105,46
Preço / m ³	*	24,52	60,27
Gasto com Movimentação de Terra e Transporte do Material	63,63%	1,44%	71,95%
Gasto com Componentes do Jardim	36,37%	98,56%	28,05%

Quadro 2: Comparativo dos Gastos Globais do Jardim de Chuva

O jardim proposto por Saatkamp (2019) apresentou menor valor de metro quadrado construído, tal fato se explica porque sua proposta de Jardim foi feita em substituição a um sistema de drenagem já existente, no caso, uma bacia de amortecimento pluvial, desse modo, não foram quantificadas as tubulações que direcionariam a água para o jardim, uma vez que estas já são utilizadas pelo sistema existente, sendo assim excluída do orçamento proposto. Os gastos com movimentação de terra foram expressivos tanto no jardim do presente estudo quanto no jardim proposto por Saatkamp (2019).

O jardim proposto nesse trabalho apresentou metro quadrado cerca de 4 vezes mais elevado que o sugerido por Saatkamp (2019) e mais de duas vezes mais elevado que o de Dourado, Silva, Mendes (2020). Entretanto, esta comparação não

leva em consideração a inflação acumulada no período. Entre 2019 e 2022 os preços ficaram mais altos em cerca 27%, considerando o Índice Nacional de Preços ao Consumidor Amplo (IPCA) de 2022, como reflexo da pandemia de Covid-19, de problemas de oferta na cadeia produtiva, entre outros.

Embora o custo do jardim proposto para o *campus* Fortaleza seja mais elevado que os de referência, o *campus* dispõe de uma equipe de manutenção que poderá construir o jardim não possuindo gastos extras com mão de obra, e o material escavado poderá ser reservado para outros fins, desse modo, o custo do jardim por metro quadrado seria de \$ 29,13 pois só seria necessário o gasto com os insumos. O *campus* dispõe ainda de mão de obra que realiza manutenção da vegetação existente, por esse motivo gastos com jardinagem não foram quantificados nesse orçamento, assim como gastos com vegetação.

Conclusões

A técnica de jardins de chuva para controle de águas pluviais urbanas é uma tecnologia recente e desprovida de normativas e padronizações quanto ao seu dimensionamento e estrutura. O presente trabalho visou apresentar uma proposta de configuração para um jardim pluvial no *campus* Fortaleza do Instituto Federal do Ceará (IFCE).

Para tanto, foram definidas as áreas de contribuição de escoamento que incidirá sobre a estrutura: a Coberta do Bloco da Eletrotécnica, a Coberta do Bloco da Mecânica Industrial e a laje impermeabilizada ao longo das cobertas. A área total de contribuição foi calculada a partir do somatório das áreas correspondentes, respectivamente 514,54 m², 380m² e 67,03 m², totalizando 961,57 m² de área de contribuição.

Com base em dados preconizados na literatura foi estipulado área de cerca de 5% da área de contribuição, 44,75 m². O Jardim contará com a composição de 6 camadas, de cima para baixo: zona alagada (20 cm), cobertura vegetal, substrato (50 cm), manta geotêxtil, camada de brita (90 cm) e camada de areia (15 cm). Totalizando uma profundidade de 1,75m.

O orçamento proposto, embora tenha apresentado valores superiores aos encontrados na literatura para jardins de chuva, acabou por atingir valores na mesma ordem de grandeza, visto a disponibilidade de mão de obra do *campus*, gerando economia com um dos gastos mais onerosos que foi a movimentação de terra, que representou aproximadamente 71,95% do orçamento proposto.

Agradecimentos

As autoras gostariam de agradecer ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) pela bolsa de Iniciação em Desenvolvimento Tecnológico e Inovação (PIBITI-IFCE) concedida a primeira autora e à Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP) pela bolsa de mestrado concedida à segunda autora.

Referências Bibliográficas

ASCE; 1969. Design and construction of sanitary and storm sewers. Manuals and Reports of Engineering Practice N° 37. New York.

Associação Brasileira de Cimento Portland (ABCP); Projeto Soluções para Cidades; 2012. Projeto Técnico: Jardins de Chuva. 2012. Disponível em: https://solucoesparacidades.com.br/wp-content/uploads/2013/04/AF_Jardins-de-Chuva-online.pdf.

Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). 2016. NBR 9813: Solo – Determinação de massa específica aparente in situ, com emprego de cilindro de cravação. Rio de Janeiro.

Associação Brasileira De Normas Técnicas (ABNT). 2021. NBR 13292: Solo – Determinação do coeficiente de permeabilidade de solos granulares à carga constante – Método de ensaio. Rio de Janeiro.

Associação Brasileira De Normas Técnicas (ABNT). 2016. NBR 6458: Grãos de pedregulho retidos na peneira de abertura de 4,8 mm – Determinação da massa específica, da massa específica aparente e da absorção de água. Rio de Janeiro.

Associação Brasileira De Normas Técnicas (ABNT). 2018. NBR 7181: Solo - Análise granulométrica. Rio de Janeiro.

Banco Central do Brasil; 2023. Cotações e Boletins. Disponível em: <https://www.bcb.gov.br/estabilidadefinanceira/historicocotacoes>

Brasil. Ministério das Cidades; Cordeiro, B.S.; 2009. Lei nacional de saneamento básico: perspectivas para as políticas e a gestão dos serviços públicos. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. 3 v. ISBN 9788560133949

Christofidis, D., Assumpção, R. dos S. F. V., & Kligerman, D. C.; 2019. A evolução histórica da drenagem urbana: da drenagem tradicional à sintonia com a natureza. Saúde em Debate, 43(spe3), 94–108. <https://doi.org/10.1590/0103-11042019S307>

Dourado, L. S.; Silva, M. A.; Mendes, S. R. S.; 2020. Jardim de chuva como técnica compensatória: Um estudo no município de Goiânia. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Civil). Pontifícia Universidade Católica de Goiás, Goiânia, Goiás, Brasil.

Furlani, C. G. R.; Sant'Ana, D.; 2021. Uma revisão do desempenho de jardins de chuva e tipos de solo. Revista Latino-Americana de Ambiente Construído & Sustentabilidade, Tupã, v. 2, n. 7.

Medeiros, I. R.; 2019. Análise comparativa de sistemas de drenagem compensatórias: vala de infiltração e jardim de chuva. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Civil) — Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Apucarana, Paraná, Brasil. 61 f.

Melo, T.D.A.; 2011. Jardim de chuva: Sistema de biorretenção como técnica compensatória no manejo de águas pluviais urbanas. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Pernambuco. Pernambuco.

Melo, T. A. T.; Coutinho, A. P.; Cabral, J. J. S. P.; Antonino, A. C. D.; Cirilo, J. A. Jardim de chuva: sistema de biorretenção para o manejo das águas pluviais urbanas. Ambiente Construído, Porto Alegre, v. 14, n. 4, p. 147-165, 2014.

Nunes, D. M. *et al.*; 2017. Aplicação de técnicas compensatórias no controle dos escoamentos superficiais: estudo de caso em loteamento residencial em Jacarepaguá, rio de janeiro. Revista Internacional de Ciências, Rio de Janeiro, v. 7, n. 1, p. 3-21.

Righetto, A. M.; Gomes, K. M.; Freitas, F. R. S.; 2017. Poluição difusa nas águas pluviais de uma bacia de drenagem urbana. Engenharia Sanitária e Ambiental, [S.L.], v. 22, n. 6, p. 1109-1120.

Saatkamp, G.; 2019. Jardim de chuva: estudo comparativo de um sistema de biorretenção e uma bacia de amortecimento pluvial. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Rio Grande do Sul.

Sales, J.M.D.P. 2020. Jardim de chuva: uma revisão de pesquisas desenvolvidas no Brasil. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Civil). Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará. Ceará.

Teixeira, P. C.; Donagemma, G. K.; Fontana, A.; Teixeira, W. G.; 2017. Manual de Métodos de Análise de Solo. 3. ed. Brasília: Embrapa.

Ziembowicz, C.; 2021. Jardins de chuva: estudo de caso em unidade habitacional de Cerro Largo – RS. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental e Sanitária). Universidade Federal da Fronteira Sul. Rio Grande do Sul.

JARDIM DE CHUVA COM SISTEMA DE BIORRETENÇÃO: CONSTRUÇÃO DE UM PROTÓTIPO DIDÁTICO DE BANCADA NO INSTITUTO FEDERAL DO CEARÁ

1 Najla Nayane Alves Couto Freitas, 2 Guilherme Borges Menezes Torres, 3 Valesca Hellen Ferreira de Sousa, 4 Maria Thereza Rocha Chaves, 5 Waleska Martins Eloi, 6 Teresa Raquel Lima Farias

1, 2, 3, 4, 5 e 6 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnológica do Ceará – Campus Fortaleza, e-mails: najla.nayane.alves62@aluno.ifce.edu.br; guilherme.borges.menezes06@aluno.ifce.edu.br; valesca.hellen.ferreira06@aluno.ifce.edu.br; mtchaves50@gmail.com; waleska@ifce.edu.br; teresafarias@ifce.edu.br

Palavras-chave: jardim de chuva; protótipo; biorretenção

Resumo

O crescimento populacional acelerado resultou em uma rápida urbanização, muitas vezes sem planejamento adequado, principalmente nos centros urbanos. Assim, como consequência observa-se uma série de problemas que sobrecarregaram as infraestruturas existentes, como abastecimento de água, saneamento básico, drenagem urbana e gestão de resíduos sólidos. Verifica-se ao longo do tempo o aumento de enchentes e alagamentos devido ao maior volume e fluxo de escoamento superficial, resultante do aumento de impermeabilização do solo. Diante da escassez de água potável e das limitações dos sistemas de drenagem convencionais, houve uma busca por soluções alternativas, introduzindo novos conceitos e tecnologias de drenagem, com o objetivo de reter, armazenar e/ou reutilizar o excesso de água pluvial gerado pela impermeabilização do solo, visando mitigar os impactos desse processo. Nesse contexto, a pesquisa teve como objetivo desenvolver um protótipo didático de jardim de chuva possibilitando estudos e exposições acadêmicas em instituições de ensino. O modelo foi desenvolvido no Instituto Federal do Ceará – Campus Fortaleza, visando divulgar a tecnologia e incentivar a sua implantação como alternativa sustentável de reduzir os impactos associados às enchentes e alagamentos, bem como analisar suas características e comportamento. O protótipo didático foi construído em um reservatório translúcido de forma a evidenciar suas camadas drenantes, possuindo 0,19 m² de base e altura de 0,37 m, com capacidade de aproximadamente 80 litros de armazenamento. O modelo foi locado sobre uma base de madeira com rodízios giratórios para facilitar a movimentação e exposição.

Introdução

O processo da urbanização acontece globalmente e se caracteriza pela expansão da cobertura impermeável, o que causa impactos negativos na superfície natural. Nos países em desenvolvimento, o crescimento urbano tem sido significativo desde a década de 70 (TUCCI, 2006). De acordo com a Organização das Nações Unidas (ONU), estima-se que até 2030, cerca de 90% da população brasileira estará vivendo em áreas urbanas (Agência Brasil, 2016).

A ocupação nos centros urbanos, frequentemente ocorreu sem planejamento adequado e de forma irregular, resultando na crescente impermeabilização do solo e a falta de gestão e uso adequado dos recursos hidrológicos. Isso tem acarretado uma série de problemas nas cidades, como a poluição dos recursos hídricos, enchentes e alagamentos, deslizamentos de terra e alterações no microclima (BONZI, 2015; TUCCI, 2006).

A remoção da vegetação e a impermeabilização do solo alteram o ciclo hidrológico, reduzindo a capacidade de interceptação, evapotranspiração e infiltração das águas pluviais ocasionando um significativo aumento do volume e da velocidade do escoamento superficial o que afeta o potencial erosivo do solo e leva ao transporte de sedimentos, causando o assoreamento dos corpos de água e comprometendo a qualidade da água nos corpos receptores (TUCCI, 2007; BONZI, 2015; RIGHETTO *et al.*, 2009). Essas ações também contribuem para o acúmulo de calor irradiado pelo sol, levando a um aumento significativo da temperatura nas áreas urbanas e à formação de ilhas de calor (BONZI, 2015; TASSI *et al.*, 2014; VICENTE, 2015).

A impermeabilização do solo também resulta em um aumento na velocidade do escoamento superficial, o que afeta o potencial erosivo do solo e leva ao transporte de sedimentos, causando o assoreamento dos corpos d'água e comprometendo a qualidade da água nos corpos receptores (RIGHETTO *et al.*, 2009).

Nesse contexto, é essencial melhorar as práticas de manejo das águas pluviais urbanas. Faz-se necessário adotar soluções sustentáveis que abordem tanto o controle quantitativo quanto o controle qualitativo das águas pluviais, com o objetivo de mitigar os impactos da urbanização no meio ambiente. A necessidade de lidar com as limitações dos sistemas tradicionais de drenagem e enfrentar os desafios da degradação ambiental levou à introdução de novos conceitos e tecnologias, que tem como objetivo a retenção, armazenamento e/ou reutilização do excesso de água pluvial gerado devido à impermeabilização do solo, buscando manter um escoamento superficial de magnitude semelhante àquela existente antes da urbanização (SOUZA *et al.*, 2012).

O jardim de chuva, também referido como jardim drenante ou sistema de biorretenção é uma técnica de controle de drenagem pertencente à categoria de infraestrutura verde. Esses sistemas são amplamente conhecidos e difundidos,

especialmente em países desenvolvidos, como os Estados Unidos e a Austrália. Esse sistema é comumente implementado em regiões com baixa taxa de infiltração, nas quais uma área de solo é escavada e preenchida com materiais granulares altamente permeáveis e com capacidade de infiltração, acompanhados por uma camada de vegetação. Essa estrutura é projetada para receber o escoamento proveniente de uma área limitada com o objetivo de reduzir o escoamento superficial, permitindo a infiltração, retenção e filtragem da água no dispositivo, visando evitar a ocorrência de inundações, tanto espacialmente como temporalmente (MELO *et al.*, 2014; SOUZA *et al.*, 2012).

Esses jardins podem ser implementados em várias áreas urbanas, com o objetivo de captar a água proveniente de telhados e calçadas, permitindo sua evapotranspiração e infiltração no solo. Isso evita o rápido escoamento desses volumes de água para os sistemas de drenagem convencionais, contribuindo para a redução de pontos de alagamento e ajudando a mitigar o efeito das ilhas de calor nas áreas urbanas (MELO, 2011; DRUMMOND *et al.*, 2015). O jardim de chuva, além de oferecer vantagens ambientais, estéticas e econômicas, possui baixo custo e fácil manutenção (LI *et al.*, 2008).

Dentre as diversas vantagens evidenciadas nos jardins de chuva, MUTHANNA, LI & ZHAO (2008) apresentam em comparação aos projetos tradicionais de drenagem urbana, a redução sustentável do volume de escoamento, a recarga das águas subterrâneas e restabelecimento do fluxo de base, a mitigação dos efeitos erosivos causados pelo escoamento superficial, a melhoria da qualidade da água devido à retenção e remoção de poluentes, a redução do transporte de contaminantes pelas águas pluviais, o menor custo de implantação e manutenção e a contribuição para o equilíbrio urbano-ambiental das cidades, sendo uma alternativa de controle na fonte e prevenção de impactos.

Segundo Dunnnett & Clayden (2007), normalmente, a estrutura de um jardim de chuva é composta por seis camadas. A primeira camada tem o objetivo de armazenar e recarregar a água infiltrada, sendo direcionada para três finalidades: armazenamento, recarga subterrânea e sistema combinado. A segunda camada consiste em brita, cascalhos ou argila expandida, e tem a função de armazenar temporariamente a água antes que ela seja direcionada para o armazenamento ou recarregamento do lençol freático. A terceira camada é composta por uma geomembrana ou geotêxtil, que tem a função de reter os sedimentos finos carregados pelas águas infiltradas no sistema. A quarta camada consiste em areia, separada com a manta geotêxtil. Essa configuração tem o objetivo de promover a infiltração e redistribuição da água no solo. A quinta camada é formada por adubos, local onde se concentram todos os nutrientes e suporte à cobertura vegetal utilizada. A sexta camada do jardim de chuva é composta pela vegetação de cobertura. Geralmente são utilizadas plantas rasteiras e arbustivas, sendo as espécies nativas da região mais recomendadas para esta camada. Sua função principal é reter a água que escoar na superfície, filtrando parte dela para as camadas inferiores e permitindo que outra parte seja absorvida pela vegetação e evaporada através da evapotranspiração. Já o volume de água excedente é conduzido para o sistema convencional de drenagem, de modo que o modelo opere sem lâmina de água superficial.

O projeto e implantação do jardim de chuva, juntamente com suas camadas, a escolha da vegetação nativa e efeitos na área em que é instalado, desempenham um papel fundamental no cumprimento da função desse sistema como técnica de manejo de águas pluviais (MELO, 2011).

Nesse contexto, buscando uma melhor otimização da drenagem urbana e redução do impacto causado pelo escoamento superficial, a pesquisa teve como objetivo apresentar um modelo didático de jardim de chuva no Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – *Campus* Fortaleza, visando incentivar a sua implantação como alternativa sustentável de reduzir os impactos associados as enchentes e alagamentos, bem como analisar suas características e comportamento, possibilitando estudos e exposições acadêmicas.

Metodologia

Inicialmente buscou-se por um reservatório translúcido, podendo ser de acrílico, vidro ou plástico, a fim de permitir uma melhor observação das camadas drenantes. No entanto, devido aos custos elevados da construção do modelo em acrílico ou vidro, optou-se pelo polipropileno como material mais acessível. A caixa possui um formato de tronco de pirâmide, com 0,52 m de comprimento na base e 0,59 m de comprimento no topo, 0,36 m de largura na base e 0,41 m de largura no topo, e uma altura total de 0,37 m. As dimensões do reservatório não seguiram um padrão pré-definido, pois foi adquirido em padrão comercial. Para facilitar o transporte do protótipo para laboratórios, feiras, exposições e palestras, foi projetado um suporte de madeira com rodízios giratórios. Esse suporte permite a mobilidade do protótipo de forma conveniente.

O dimensionamento das camadas constituintes foi realizado conforme disposto em Bezerra e Graciosa (2019). As camadas filtrantes foram constituídas por argila expandida, areia e substrato para que a vegetação tenha suporte e nutrientes necessários, possuindo uma camada de manta geotêxtil tipo bidim RT 10 entre as camadas de areia e a de argila expandida, para evitar o carreamento de materiais finos, obstrução da tubulação de drenagem e colmatação da camada de armazenamento.

O sistema de drenagem foi projetado com uma inclinação de 2° na tubulação, a fim de prevenir o acúmulo de água. A tubulação foi perfurada para permitir o escoamento do excesso de água e direcioná-la para um registro. Além disso, uma perfuração foi feita no fundo do reservatório para remover o excesso de água que não escoar pela tubulação.

A vegetação escolhida se deu com base em revisão da literatura (Lorenzi, 2011) e nas características necessárias para composição do jardim drenante na região Nordeste do Brasil, sendo estas a *Sansevieria trifasciata* “hahnii” (Mini Espada de São Jorge) planta nativa da África tropical (Diário do Nordeste, 2021), o *Anthurium andreaeanum* (Antúrio Branco) espécie originária das florestas tropicais como a Colômbia (PETZ, 2022), e *Chlorophytum comosum* (Clorofito) espécie originária de regiões da África do Sul (Jardim das Ideias, 2019).

Resultados e Discussão

O protótipo didático do jardim de chuva foi instalado em um reservatório de polipropileno com formato de tronco de pirâmide, com 0,52 m de comprimento na base e 0,59 m de comprimento no topo, 0,36 m de largura na base e 0,41 m de largura no topo, e uma altura total de 0,37 m, como pode ser visto na Figura 1. O recipiente possui 0,19 m² de base e uma capacidade de aproximadamente 80 litros de armazenamento.

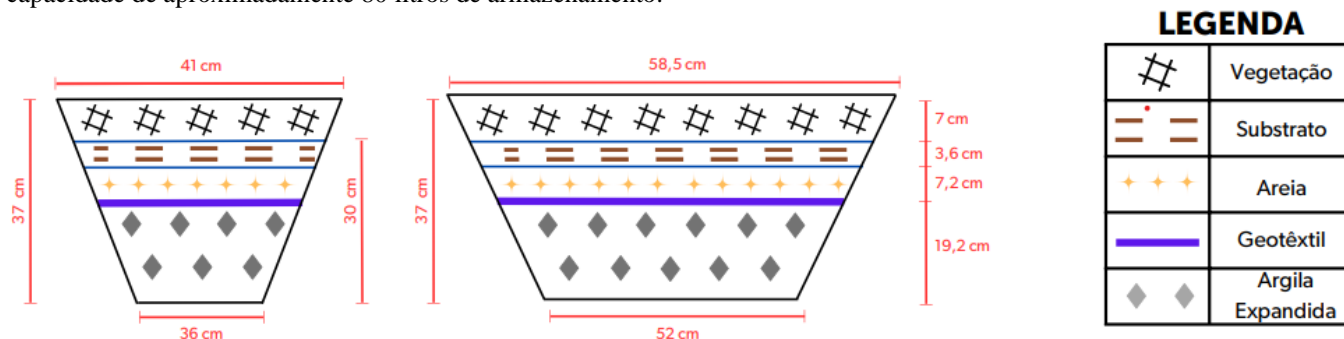



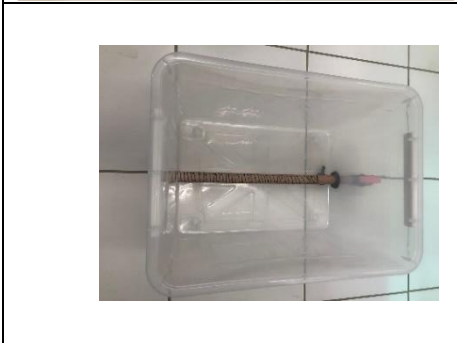




Figura 13: Dimensões da caixa de plástico e disposição das camadas.

A tubulação de PVC (Policloreto de Vinila) do sistema de drenagem do jardim de chuva possui um comprimento total de 0,67 m, dos quais 0,52 m estão dentro da base do protótipo e 0,15 m são de excesso para a inserção de acessórios hidráulicos. A porção da tubulação que se encontra dentro da caixa foi perfurada na parte superior e um registro foi conectada em uma das extremidades. O tubo foi instalado na base do modelo com uma inclinação de 2° e envolvido pela manta geotêxtil drenante para reduzir o transporte de sólidos durante o escoamento da água pelas camadas. Além disso, foi inserido um orifício no fundo do reservatório para a colocação de um plug com rosca, também protegido por um geotêxtil drenante, a fim de permitir a saída da água excedente que porventura não seja removida pela tubulação, evitando o acúmulo de água no fundo do protótipo.

Por se tratar de protótipo para estudo e simulação de um jardim de chuva, toda a vazão de entrada do modelo é transportada através das camadas e direcionadas para o tubo de PVC e/ou o plug com rosca. Por essa razão, o modelo torna-se eficaz para avaliar os aspectos de qualidade das águas, em eventuais futuros estudos, uma vez que todo o volume de água fornecido ao sistema pode ser captado pela tubulação, podendo ser analisada a eficiência do jardim de chuva em relação a qualidade da água antes e depois de passar pelo sistema. A execução da montagem do sistema de drenagem pode ser observada no Quadro 1.

	<ul style="list-style-type: none"> - Realizou-se a perfuração da tubulação de drenagem na parte superior e posteriormente foi posicionada dentro do reservatório. Os orifícios projetados buscam facilitar o direcionamento do fluxo d'água para fora do sistema de drenagem; - Em uma das extremidades da tubulação foi inserido um registro para o controle de saída da água.
	<ul style="list-style-type: none"> - Foi feito dois furos no reservatório de polipropileno, um para a passagem da tubulação do sistema de drenagem do protótipo, conforme explicitado anteriormente, e o outro no fundo da caixa para a colocação de um plug com rosca para a saída do excesso de água que formar no fundo do recipiente.

	<p>- O orifício com o plug foi coberto com a Manta Geotêxtil drenante para evitar o carreamento de materiais finos.</p>
	<p>- A tubulação foi posicionada de forma centralizada na caixa; - Para a fixação da tubulação na face da caixa e a inserção do plug utilizou-se massa adesiva epóxi.</p>
	<p>- A tubulação foi circundada pela Manta Geotêxtil drenante em toda a sua extensão;</p>
	<p>- A outra extremidade da tubulação de drenagem foi envolvida pela Manta Geotêxtil drenante para evitar a entrada da água por este orifício e carrear materiais finos.</p>
	<p>- Foi colocado um grão da argila expandida por baixo da tubulação para dar suporte e promover uma inclinação de 2° para facilitar a orientação da água no sistema.</p>





Quadro 1. Etapas da montagem do Sistema de Drenagem

As camadas infiltrantes foram baseadas no jardim de chuva, elaborado por Bezerra e Graciosa (2019) na Universidade Federal do ABC e apresentam as seguintes disposições e dimensões de baixo para cima.

- Argila expandida: é a camada mais espessa, com 0,19 m, e tem a função de armazenar o escoamento superficial. Neste protótipo, para a realização da drenagem foi inserida uma tubulação perfurada envolta por manta de bidim e instalada na base do recipiente. A escolha da argila expandida se deu devido ao seu peso ser menor do que a brita 2, não comprometendo a estrutura da caixa de plástico, e possuir as mesmas características de camada filtrante e infiltrante;
- Areia: tem por finalidade facilitar a passagem da água para a camada de armazenamento e possui uma espessura de 0,072 m;
- Substrato: a camada mais superficial, que tem por finalidade dar sustentação à planta, reter água e ajudar na síntese de nutrientes, apresenta 0,036 m de espessura;

- d) Cobertura vegetal: foi utilizada a *Sansevieria trifasciata* “hahnii” (comumente conhecida como Mini Espada de São Jorge), o *Anthurium andreanum* (comumente conhecido como Antúrio Branco) e *Chlorophytum comosum* (comumente conhecido como Clorofito). A Mini Espada de São Jorge é uma planta que requer poucas ações de cuidado, tem facilidade de adaptação e é adaptada às condições climáticas brasileiras. Ela tem relação direta com a luminosidade, ficando saudável com locais bem iluminados em sol pleno, meia sombra e sombra (Moreira, 2021). O Antúrio Branco se desenvolve em ambientes com muita luminosidade, mas sem sol direto, em substrato rico em matéria orgânica, com boa drenagem, o mesmo será substituído por uma espécie com características mais adequadas a finalidade (PETZ, 2022). O Clorofito aprecia solo fértil e rico em matéria orgânica, e pode ser plantado sob sol pleno ou meia-sombra (Jardim das Ideias, 2019).

As camadas de argila expandida e areia foram separadas pela Manta Geotêxtil de Bidim, para a contenção de granulométricos finos transportados no processo de infiltração e filtração primária das águas. As etapas da montagem das camadas podem ser vistas no Quadro 2.

	<p>- 1ª camada: A argila expandida foi acrescentada na caixa, com 0,19 cm de espessura e volume de aproximadamente 0,04 m³.</p>
	<p>- Camada intermediária: A Manta de Bidim foi inserida entre a argila expandida e a areia, com um excesso nas bordas, para evitar que a areia, o substrato das camadas superiores sejam carreados e causem obstrução no sistema de drenagem. - 2ª camada: A camada de areia foi colocada sobre a manta, e tem uma espessura de 0,072 m e volume de aproximadamente 0,015 m³, com a função de filtrar a água e drená-la rapidamente para camadas inferiores do jardim.</p>
	<p>- 3ª camada: A camada do substrato, adequado ao tipo de planta colocada no jardim drenante, foi colocada sobre a areia com uma espessura de 0,036 m e volume de aproximadamente 0,008 m³.</p>
	<p>- Vegetação: Foram utilizadas as plantas <i>Sansevieria trifasciata</i> “hahnii” (Mini Espada de São Jorge), <i>Anthurium andreanum</i> (Antúrio Branco) e <i>Chlorophytum comosum</i> (Clorofito) dispostas na camada do substrato.</p>

Quadro 2. Etapas da Montagem das Camadas

O protótipo do jardim de chuva foi construído em laboratório com o objetivo de ser colocado em área de comum acesso da instituição de ensino para facilidade de observação de discentes e docentes em aulas, bem como para a captação de água de precipitações e da luz solar, para a sobrevivência da vegetação do jardim de chuva. Assim, foi construída uma plataforma de alvenaria para a colocação do protótipo.

O *Campus* aloja numerosos felinos, gatos domésticos, que defecam e urinam nas áreas com areia, podendo comprometer a estrutura do modelo. Então, foi colocada uma tela de arame, com ganchos de parafusos para facilidade da sua retirada para manutenção, na região em que o protótipo foi instalado, evitando o acesso por esses animais.

A colocação do suporte, transporte e instalação do protótipo pode ser vista no Quadro 3.

	<ul style="list-style-type: none"> - A partir das medidas da base da caixa de plástico, foi feito o suporte de madeira com dois orifícios, um na lateral e outro no fundo, para a saída da tubulação do sistema de drenagem e o plug; - Foi colocado seis rodízios giratórios de silicone na base do suporte.
	<ul style="list-style-type: none"> - Após a montagem do modelo, a caixa foi posicionada no suporte de madeira para a movimentação até o local projetado para a exposição.
	<ul style="list-style-type: none"> - O protótipo foi colocado na área de comum acesso do Instituto Federal do Ceará <i>Campus</i> Fortaleza, sobre uma plataforma protegida por uma tela de arame, onde recebe a luz solar de forma direta e, também, águas provenientes de precipitações naturais.

Quadro 3: Etapas da instalação do protótipo didático do jardim de chuva.

Comentários finais

Os resultados obtidos apresentaram-se satisfatórios indicando que a construção do protótipo permite a visualização, demonstração e a explicação do funcionamento do sistema de drenagem sustentável em aulas e palestras dos cursos de Engenharia Civil e Saneamento Ambiental no *Campus*. Além disso o protótipo do jardim de chuva possibilita um aprofundamento do conhecimento por parte dos discentes e docentes da instituição de ensino sobre o sistema, evidenciando, assim, a importância da implementação de ações sustentáveis no *Campus*.

Através do uso do protótipo, os alunos têm a oportunidade de vivenciar na prática os princípios e benefícios da drenagem sustentável e de soluções baseadas na natureza, contribuindo para o desenvolvimento de uma consciência ambiental e a capacidade de aplicar esses conhecimentos em projetos futuros.

A implementação do protótipo de jardim de chuva no *Campus* serve como uma ferramenta de educação ambiental, possibilitando a sensibilização da comunidade acadêmica e a disseminação do conhecimento sobre práticas sustentáveis de manejo de águas pluviais urbanas.

Desta forma, a utilização do protótipo em aulas, palestras e feiras fortalece a relação entre teoria e prática, promovendo o aprendizado multidisciplinar e estimula o engajamento dos alunos na busca por soluções sustentáveis, formando profissionais conscientes e informando a população a respeito de soluções alinhadas ao desenvolvimento sustentável, reforçando o papel da instituição de ensino com agente de transformação positiva na sociedade.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP), a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) pelo financiamento do estudo através das bolsas de IC e mestrado concedidos aos quatro primeiros autores.

Referências Bibliográficas

- Bezerra, C. E.; Graciosa, M. C. P.; 2019. Análise da eficiência da remoção de poluentes de escoamento superficial através de sistema de biorretenção – Jardim de chuva. I Simpósio de Ciência e Tecnologia Ambiental: Desafios e Perspectivas, pp. 16-22.
- Bonzi, R. S.; 2015. Andar sobre água preta: a aplicação da infraestrutura verde em áreas densamente urbanizadas. Dissertação (Mestrado em Arquitetura e Urbanismo) – Universidade de São Paulo, pp.159.
- Dunnett, N.; Clayden; 2007. A Rain Gardens: managing water sustainably in the garden and designed landscape. Portland: Workman.
- Li, J. Q.; Zhao, W. W.; 2008. Design and Hydrologic Estimation Method of Multi-Purpose Rain Garden: Beijing case study. In: INTERNATIONAL LOW IMPACT DEVELOPMENT CONFERENCE, Seattle. Proceedings...Seattle.
- Lorenzil, H.; Souza, H. M.; 2001. Plantas ornamentais no Brasil: arbustivas, herbáceas e trepadeiras. 3 ed. Nova Odessa: Institute Plant arum, pp. 869.
- Melo, T. A. T. ; 2011. Jardim de chuva: sistema de biorretenção como técnica compensatória no manejo de água pluviais urbanas. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, pp. 137.
- Melo, T. A. T. et al.; 2014. Jardim de chuva: sistema de biorretenção para manejo das águas pluviais urbanas. Ambiente Construído, Porto Alegre, v. 14, n. 4, pp. 147-165.
- Melo, T. A. T.; 2011. Jardim de chuva: sistema de biorretenção como técnica compensatória no manejo de águas pluviais urbanas.
- Muthanna, T. M.; Viklander, M.; Thorolfsson, S. T.; 2008. Seasonal Climatic Effects on the Hydrology of a Rain Garden. Hydrological Process, v. 22, n. 11, pp. 1640-1649.
- Righetto, A. M.; 2009. Manejo De Águas Pluviais Urbanas. 1. ed. Rio de Janeiro, RJ: ABES.
- Souza, C. F.; Cruz, M. A. S.; Tucci, C. E. M.; 2012. Desenvolvimento urbano de baixo impacto: planejamento e tecnologias verdes para a sustentabilidade das águas urbanas. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Porto Alegre, v. 17, n.2, pp. 9-18.
- Tassi, R. et al.; 2014. Telhado verde: uma alternativa sustentável para a gestão das águas pluviais. Ambiente Construído, Porto Alegre, v. 14, n. 1, pp. 139-154.
- Tucci, C. E. M.; 2006. Gestão das águas pluviais urbanas. Brasília: Ministério das Cidades, pp. 194.
- Tucci, C. E. M.; 2007. Inundações Urbanas. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, pp. 393.
- Vicente, T. Z.; 2015. Análise de uso, apropriação e integração urbana das técnicas compensatórias em drenagem na cidade de Ribeirão Preto – SP. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, pp. 97.
- WEBSITE. AGÊNCIA BRASIL. Mais de 90% da população brasileira viverão em cidades em 2030. 2016. Disponível em:<<https://agenciabrasil.ebc.com.br/geral/noticia/2016-10/mais-de-90-da-populacao-brasileira-vivera-em-cidades-em-2030>> Acessado em: Julho/2023.
- WEBSITE. BLOG PETZ. Como cuidar de antúrios? Confira algumas dicas essenciais para cultivar esta planta. 2022. Disponível em: <<https://www.petz.com.br/blog/dicas/como-cuidar-de-anturios/#:~:text=Ser%C3%A1%20que%20ant%C3%BArio%20gosta%20de,requerem%20luminosidade%20indireta%20e%20osombra.>> Acessado em: Julho/2023.
- WEBSITE. DIÁRIO DO NORDESTE. Espada-de-São-Jorge: saiba como plantar e cuidar. 2021. Disponível em:<<https://diariodonordeste.verdesmares.com.br/estilo-de-vida/meio-ambiente/espada-de-sao-jorge-saiba-como-plantar-e-cuidar-1.3139625>>. Acessado em: Julho/2023.
- WEBSITE. JARDIM DAS IDEIAS. Saiba mais sobre o Chlorophytum comosum. 2019. Disponível em:<<https://www.jardimdasideias.com.br/tudo-sobre-o-clorofito/#:~:text=O%20clorofito%20deve%20ser%20mantido,se%20desenvolver%C3%A1%20muito%20mais%20r%C3%A1pido.>> Acessado em: Julho/2023.

CAPACIDADE FILTRANTE DE PLACAS DE CONCRETO PARA USO EM PAVIMENTOS PERMEÁVEIS

Amanda Geraldo Andrighi, Enedir Ghisi, Liseane Padilha Thives, Geannina Terezinha dos Santos Lima

1. Universidade Federal de Santa Catarina, e-mail: andrighi1@gmail.com; 2. Universidade Federal de Santa Catarina, e-mail: enedir.ghisi@ufsc.br; 3. Universidade Federal de Santa Catarina, e-mail: liseane.thives@ufsc.br; 4. Universidade Federal de Santa Catarina, e-mail: geannina.lima@ufsc.br

Palavras-chave: Pavimentos permeáveis; Cimento *Portland*; Qualidade da água.

Resumo

Mais de 84% da população brasileira vive em áreas urbanas. Em áreas urbanas, cada vez mais a proporção de área impermeabilizada se torna maior em relação à área permeável. Como consequência, a rede de drenagem se torna insuficiente em captar a água precipitada excedente, propiciando alagamentos. O uso de pavimentos permeáveis contribui para a diminuição do escoamento superficial, a frequência de enchentes, reduz o estresse e a sobrecarga dos sistemas de drenagem pluvial, retêm poluentes e melhora a qualidade da água infiltrada. Deste modo, o objetivo deste trabalho é avaliar a capacidade filtrante das placas de pavimentos permeáveis revestidos de concreto *Portland*. Também foram analisadas a alteração dos parâmetros de qualidade da água filtrada pelas placas permeáveis, a porcentagem de água pluvial que passa pelas placas e a influência da formação dos vazios na captação e filtração para melhorar a qualidade da água da chuva. No trabalho foi utilizado o revestimento de concreto de cimento *Portland* para uso em pavimentos permeáveis. O revestimento das placas foi calculado considerando o volume de vazios de 20% por meio da metodologia de dosagem da ACI 522R -10. Na composição utilizou-se brita granítica, cimento *Portland* (CP-V), aditivo superplastificante e aditivo Hidroxipropilmetilcelulose. Foram executadas duas placas com a mesma composição a fim de avaliar a influência da formação e configuração dos vazios na infiltração e filtração da água da chuva. As placas foram expostas a eventos de precipitação e realizadas coletas e medições conforme a ocorrência de chuva. Para a coleta de água pluvial, foram utilizadas três caixas de acrílico, contendo régua milimetrada acoplada, sendo uma destinada para controle de volume captado sem a interferência das placas e as outras duas para coletar a água infiltrada pelas placas. Após cada evento de precipitação, foi medida a altura da água infiltrada em cada caixa e calculada a taxa de infiltração das placas. A cada evento, foram coletadas amostras de água nas caixas de controle, com a placa 1 e com a placa 2. Após, as amostras foram para análise de qualidade da água, conforme o padrão da classe 1 de águas doces da resolução nº 357 do CONAMA e NBR 15.527 de aproveitamento de água de chuva de coberturas em áreas urbanas. Para avaliar a influência do tipo de revestimento na qualidade da água, os resultados foram comparados com os resultados dos revestimentos de pavimentos desenvolvidos e analisados em dois estudos anteriores, sendo, com peças de concreto permeável e de concreto asfáltico. O revestimento de placas de concreto com cimento *Portland* apresentou eficiência superior a 80% na captação e infiltração de água e a formação dos vazios nas placas do revestimento não demonstrou influência significativa na captação de água. Os resultados dos parâmetros de qualidade foram inconclusivos para determinar a influência da formação dos vazios para melhorar a qualidade da água. O revestimento asfáltico mostrou-se mais eficiente para a remoção dos poluentes do que os revestimentos à base de concreto. Além disso, apresenta menor custo de aplicação em rodovias, o que o torna uma alternativa viável para a execução de pavimentos permeáveis. O revestimento de concreto asfáltico foi capaz de reduzir a concentração de compostos em cinco parâmetros analisados (pH, turbidez, fósforo total, coliformes fecais e sólidos suspensos totais), não tendo influência em dois parâmetros (DBO e nitrato) e contribuindo para o aumento de três parâmetros (cor, nitrogênio amoniacal e nitrito). Quando comparadas com o revestimento de concreto asfáltico, as placas de cimento de concreto *Portland* melhoraram dois parâmetros dentre oito. Entre os parâmetros melhorados um deles é potencializado pelo concreto asfáltico, o nitrogênio amoniacal, e o outro não é influenciado pelo concreto asfáltico, o nitrato. Conclui-se que nenhum dos revestimentos avaliados atende plenamente à resolução nº 357 do CONAMA e à NBR 15.527. Portanto, a água captada não pode ser utilizada para abastecimento sem tratamento prévio ou complementar, mesmo que a água não entre contato direto com as pessoas.

Introdução

Mais de 84% da população brasileira vive em áreas urbanas (IBGE, 2015). Cada vez mais a proporção de área impermeabilizada se torna maior em relação à área permeável, criando cenários em que a rede de drenagem é incapaz de captar e redirecionar toda a água precipitada, propiciando alagamentos e inundações em áreas urbanas (ARAÚJO; TUCCI; GOLDEFUM, 2000).

Dependendo da intensidade das chuvas, nos pavimentos convencionais, em eventos pluviométricos, rapidamente há formação de escoamento superficial de água (MARCHIONI; SILVA; MAYOR, 2013). A água que circula sobre as superfícies carrega os poluentes que estavam depositados no solo (JIANG et al., 2015). Os poluentes presentes na superfície podem ser decorrentes do tráfego rodoviário ou provenientes da degradação de resíduos e das atividades antrópicas, podendo ser de origem biológica ou química, contendo ou não materiais em suspensão, metais pesados, poeira, óleos, resíduos orgânicos e graxas (PAGOTTO; LEGRET; CLOIREC, 2000; JIANG et al., 2015; BECKER; PINHEIRO, 2019).

O escoamento superficial pode ser conduzido pelo sistema de drenagem até as estações de tratamento e corpos de água, ou pode infiltrar e percolar no lençol freático. A água que chega aos corpos d'água recebe os poluentes que foram transportados pela precipitação e pelo escoamento. A poluição que atinge os corpos hídricos contribui para sua degradação e poluição, aumentando o custo de operação dos sistemas de tratamento de água (JIANG et al., 2015; BECKER; PINHEIRO, 2019).

A evolução dos paradigmas, a incapacidade e os problemas associados ao modo tradicional de gestão e manejo das águas pluviais urbanas fizeram com que o sistema de drenagem fosse repensado e reestruturado, ascendendo para a drenagem urbana sustentável. Adicionaram-se o controle das águas das chuvas na fonte, a indução à infiltração e à retenção das águas como opções para reduzir picos de cheias e reinserir a água em seu ciclo hidrológico de forma acelerada. A utilização de pavimentos permeáveis está inserida no panorama de sistemas de drenagem urbana sustentável (CHRISTOFIDIS; ASSUMPCÃO; KLIGERMAN, 2019).

Os pavimentos permeáveis são utilizados como estratégia para reduzir as enchentes urbanas, melhorar a qualidade da água que percola, contribuir para a recarga de lençóis freáticos locais, minimizar a concentração de poluentes que chegam até os corpos hídricos, aliviar o sistema de drenagem urbana durante o pico de vazão máxima, a ocorrência e intensidade de alagamentos (CHANDRAPPA; BILIGIRI, 2016; JIANG et al., 2015). Os pavimentos permeáveis são capazes de reter material em suspensão, poluentes, poeira e materiais pesados, promovendo a purificação biológica, química e física da água (JIANG et al., 2015).

Pavimentos permeáveis atendem às solicitações de esforços mecânicos e condições de rolamento, mas se diferenciam dos pavimentos convencionais devido à presença de vazios comunicantes na sua estrutura, por onde a água pode atravessar (FERGUSON, 2005; CALTRANS, 2014), reduzindo o escoamento superficial e melhorando a qualidade da água, enquanto mantém a área útil do pavimento (PR2 - ABCP, 2016). Outra característica importante dos pavimentos permeáveis é a capacidade de incorporar no próprio pavimento a filtração da água pluvial, podendo excluir a necessidade de usar uma estrutura adicional para realizar tal tarefa (BARRET, 2008). A água proveniente de pavimentos permeáveis pode ser captada e utilizada para fins não potáveis (HAMMES; THIVES; GHISI, 2018), pois eles propiciam a retenção de poluentes, promovendo a purificação física, química e biológica da água, por meio da absorção e retenção de partículas e material em suspensão; nos espaços internos (BECKER; PINHEIRO, 2019).

Os pavimentos permeáveis podem apresentar diferentes tipos de revestimentos, camadas e formas. A escolha do tipo e a estrutura devem ser dimensionadas considerando o local de aplicação, a intensidade da chuva, as características do solo, as características de tráfego a que a estrutura será submetida, as necessidades do projeto, as restrições de uso, a manutenção e a finalidade que se pretende dar à água captada (MARCHIONI; SILVA; MAYOR, 2013).

Os pavimentos permeáveis apresentam menor tempo de vida útil quando comparados com pavimentos impermeáveis devido à deterioração causada pelo *runoff*, pela infiltração de ar, pela oxidação e pelo endurecimento aglutinante (ABNT, 2015). Estima-se que pavimentos porosos e permeáveis apresentem um tempo útil mínimo de três anos antes de necessitarem de manutenção ou substituição. Com o uso e manutenção adequada, os pavimentos permeáveis apresentam um longo período de vida útil (PAGOTTO; LÉGRET; CLOIREC, 2000; SCHOLZ; GRABOWIECKI, 2007; JIANG et al., 2015).

Os pavimentos permeáveis podem ser classificados de acordo com a quantidade de água da chuva que são capazes de infiltrar no solo, podendo apresentar infiltração total, infiltração parcial ou sem infiltração, conforme estabelecido pela NBR 16.416 (ABNT, 2015). O nível de infiltração do pavimento é determinado pelas características do material, do solo ou das condicionantes do projeto.

Outra forma de classificar os pavimentos permeáveis é de acordo com o tipo de revestimento. O revestimento envolve a estrutura do pavimento, conectando-o aos meios externos, às ações antrópicas e aos intemperismos (HAMMES; THIVES; GHISI, 2018). A camada de revestimento pode ser feita de vários materiais, como blocos de concreto pré-moldado, concreto poroso moldado *in loco*, concreto asfáltico drenante, blocos de concreto vazados preenchidos com areia, entre outros materiais que promovem maior infiltração das águas pluviais, reduzindo o escoamento superficial (HAMMES; THIVES; GHISI, 2018; FURTADO et al., 2021; ICPI, 2008).

Em pavimentos permeáveis de concreto, a infiltração de água se dá pelos vazios do concreto nas peças (PR2-ABCP, 2016), a porosidade é compreendida entre 15,0% e 35,0%, buscando manter o equilíbrio entre o coeficiente de permeabilidade e as propriedades mecânicas do material. A fim de garantir a eficiência na formação da estrutura porosa do concreto permeável, é adotada uma composição de agregados graúdos, excluindo os agregados finos, além do uso de cimento *Portland* e água. A ausência de agregados finos, como areia, contribui para a formação de espaços vazios significativos entre as partículas maiores. Além disso, a presença do cimento *Portland*, proporciona a ligação necessária entre os agregados, atuando como um agente de adesão, preenchendo os vazios entre as partículas e promovendo a coesão estrutural. Essa configuração proporciona a permeabilidade desejada, permitindo a retenção de poluentes e a adequada drenagem da água. A capacidade de melhorar a qualidade da água decorre da estrutura interna porosa, que possui espaços curvilíneos e sinuosos que retiram partículas em suspensão da água do escoamento superficial. A natureza alcalina do concreto permeável também auxilia na precipitação de contaminantes, assim como a presença de atividade microbiana nos poros do concreto, que promove a degradação biológica (CHANDRAPPA; BILIGIRI, 2016).

A água proveniente de pavimentos permeáveis pode ser captada e utilizada para fins não potáveis, uma vez que propiciam a retenção de poluentes. A qualidade da água determina as finalidades para as quais pode ser utilizada sem causar danos à saúde humana. No Brasil, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento por meio da Resolução nº 357/2005.

Deste modo, o objetivo deste trabalho é avaliar a capacidade filtrante das placas de pavimentos permeáveis revestidos de concreto *Portland*. Também foram analisadas a alteração dos parâmetros de qualidade na água filtrada pelas placas permeáveis, a porcentagem de água pluvial que passa pelas placas de pavimento permeável, e a influência da formação dos vazios na captação e filtração para melhorar a qualidade da água da chuva. Para avaliar a influência do tipo de revestimento na qualidade da água, os resultados foram comparados com os de dois estudos semelhantes, Ghisi, Belotto e Thives (2020) e Hammes, Thives e Ghisi (2018).

Materiais e métodos

O revestimento das placas foi executado conforme a composição do cimento *Portland* determinada por Lima (2018). Foi utilizada brita granítica de formato mais uniforme, evitando partículas lamelares que poderiam obstruir os vazios comunicantes, com faixa granulométrica entre 4,5mm e 9,5mm. Após isso foram adicionados cimento *Portland* (CP-V), aditivo superplastificante à base de naftaleno sulfonato (SP) e o aditivo Hidroxipropilmetilcelulose em pó. Considerando o volume de vazios de 20%, o traço foi calculado por meio da metodologia de dosagem da ACI 522R – 10 (2010). A quantidade de material utilizada está apresentada na Tabela 1.

Material	Quantidade (kg)
Cimento	4,2
Agregado Graúdo	17,3
Água	1,2
Aditivo Superplastificante	0,025
Aditivo Metochel	0,011

Tabela 1. Quantidade de material utilizado na confecção das placas de cimento *Portland*. Fonte: Lima (2018).

Foram executadas duas placas idênticas a fim de avaliar a influência dos vazios na infiltração e filtração da água da chuva. A execução das placas foi realizada no Laboratório de materiais – LMCC. Junto com as placas foram moldados corpos de prova para medir a resistência do material utilizado a fim de garantir a resistência adequada para o revestimento do pavimento.

As placas foram expostas a eventos de precipitação na cobertura do bloco B do Prédio da Engenharia Civil, como mostra a Figura 1, pertencente ao Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina, no Campus João David Ferreira Lima em Florianópolis. Suas coordenadas são: Latitude 27°60 – Oeste e Longitude 48°51' - Sul.



Figura 1. Local de coleta de água da chuva na UFSC. Fonte: Google Earth (2023).

O acesso ao local é permitido somente para pessoas autorizadas, excluindo a interferência de terceiros. O local é plano e não possui nenhum obstáculo, objeto ou barreira que possa influenciar na captação de água da chuva. O período de coleta e medição se estendeu de fevereiro a maio de 2023. As coletas não foram realizadas dentro de um intervalo de tempo determinado, pois elas eram realizadas conforme a ocorrência de chuva, assim como as medições de nível de água nas caixas.

Para a coleta de água pluvial, foram utilizadas três caixas de acrílico cristal: uma de controle e duas para acomodar as placas de revestimento. A caixa de controle foi destinada para medir o volume da precipitação e a capacidade de captação de caixa em cada evento sem a interferência do pavimento. As caixas possuem 50,0 x 18,0 cm de base e a altura da caixa de controle e das caixas dos modelos é de, respectivamente, 50,0 cm e 53,0 cm.

Cada caixa possui uma régua milimetrada acoplada, para medir o nível de água gerado pela precipitação e, posteriormente, calcular a taxa de infiltração em cada placa e o volume coletado em cada modelo. Após cada evento de precipitação, foram medidas as alturas da água infiltrada no fundo das caixas de cada um dos modelos e comparadas à altura da água medida na caixa de controle, que representa a quantidade total de água pluvial em cada evento. A Figura 2 mostra as placas de revestimento apoiadas sobre as caixas após um evento de precipitação, com a régua acoplada para medir o volume de água captado.

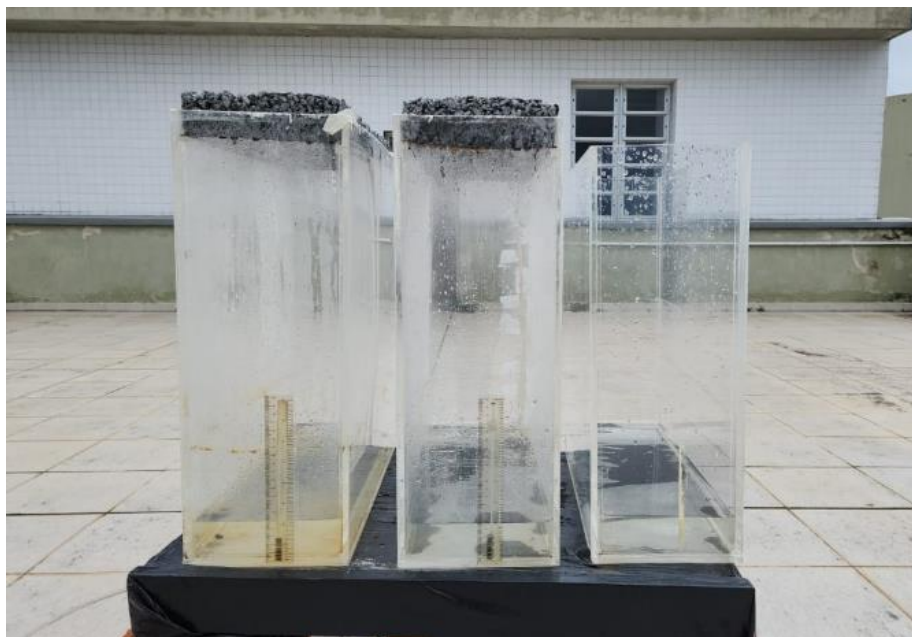


Figura 2. Caixas de captação junto com as placas de revestimento.

Como as caixas com as placas formavam um sistema fechado, para coletar a água após cada evento de precipitação foram utilizadas mangueiras, que foram fixadas lateralmente até atingir o fundo das caixas de cada modelo. Após cada evento de chuva, era medido o nível de água nas caixas. As amostras eram coletadas e levadas para análise de qualidade da água caso o nível de água nas caixas fosse igual ou superior a 1cm, condizente ao volume mínimo para poder realizar os testes de qualidade. Após cada evento de precipitação e coleta de dados, as caixas eram esvaziadas.

A água coletada era armazenada em garrafas de 1,5 L e mantidas em geladeira para a preservação da amostra até a realização dos testes. Porém, o teste de coliformes foi realizado no período de até 24 horas após a coleta. As garrafas plásticas que continham as amostras eram higienizadas com água destilada previamente e posteriormente às análises.

Para analisar a qualidade da água antes e após ser filtrada nas placas de pavimento permeável revestidos de cimento, em cada uma das placas.

O percentual de infiltração da água pluvial nas placas para cada evento foi calculado por meio da Equação 1.

$$I = \frac{h_1}{h_2} \times 100 \quad (1)$$

Onde:

I é o percentual de infiltração no modelo analisado (%);

h1 é a altura de água infiltrada através da placa (mm);

h2 é a altura de água na caixa de controle (mm).

A eficiência das placas quanto à infiltração foi representada pela média aritmética.

Os dados de precipitação dos dias em que ocorreram eventos pluviométricos e medição da infiltração de água em cada placa foram obtidos do site da EPAGRI (<https://ciram.epagri.sc.gov.br/agroconnect/>), da estação 006 -Florianópolis - Cetre/Epagri, com altitude de 5 metros.

A qualidade da água determina as finalidades para as quais ela pode ser utilizada sem causar danos à saúde humana. Os vários usos da água possuem diferentes requisitos de qualidade. No Brasil, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento através da Resolução nº 357/2005. A qualidade da água pode ser classificada como especial, 1, 2, 3 e 4.

O enquadramento da utilização da água depende de seus padrões de qualidade. Com esses padrões, é possível determinar em qual grupo a água se encontra, quais as suas possíveis aplicações e os tratamentos para que ela atinja uma qualidade mínima para ser utilizada sem causar riscos à saúde humana (ANA; FIESP; SINDUSCON-SP, 2005).

Os parâmetros de qualidade adotados para este trabalho são da água de classe 1, conforme apresentado na Tabela 2. A água de classe 1 é caracterizada pela sua excelente qualidade, sendo considerada a mais adequada para o consumo humano e para ser utilizada em tratamentos de purificação da água. Essa classificação indica que a água atende aos padrões mais rigorosos estabelecidos para garantir a sua segurança e potabilidade e que apresenta uma quantidade mínima de poluentes em relação a outras classes. Isso significa que há menor presença de substâncias nocivas à saúde humana, como metais pesados, pesticidas, microorganismos patogênicos e outros contaminantes indesejáveis. Os padrões estabelecidos para a água de classe 1 visam garantir a segurança do consumo humano, evitando riscos à saúde.

Parâmetros	Concentrações
Coliformes fecais (NMP)	Não detectáveis
pH	Entre 6,0 e 9,0
Cor (uH)	≤10 uH
Turbidez (uT)	≤2 uT
Odor e aparência	Não desagradáveis
Óleos e graxas (mg/L)	≤ 1 mg/L
DBO – Demanda bioquímica de oxigênio (mg/L)	≤10 mg/L
Compostos orgânicos voláteis	Ausentes
Nitrato (mg/L)	≤ 10 mg/L
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	≤ 20 mg/L
Nitrito (mg/L)	≤ 1 mg/L
Fósforo total	≤ 0,1 mg/L
Sólido suspenso total (SST) (mg/L)	≤ 5 mg/L
Sólido dissolvido total (SDT) (mg/L)	≤ 500 mg/L

Tabela 2. Parâmetros de qualidade para água de Classe 1. Fonte: Adaptado de ANA, FIESP e SINDUSCON-SP (2005).

Dentre os parâmetros estabelecidos pela ANA, não foram avaliados a concentração de sólidos dissolvidos totais (SDT), compostos orgânicos voláteis e óleos e graxas. Esses parâmetros estão relacionados com usos da água diferentes do objetivo proposto para este trabalho. A concentração de sólidos dissolvidos totais é um indicador de qualidade recomendado para a água utilizada em lavagem de roupas e veículos, enquanto a análise de compostos orgânicos voláteis é recomendada para evitar odores desagradáveis em aplicações externas. A avaliação de óleos e graxas não foi realizada devido à água captada não ter escoado superficialmente em vias públicas e devido a maior complexidade e demora na sua determinação, que envolve o uso de grande quantidade de hexano, e a utilização da estufa do laboratório por longo período, o que inviabilizou a realização do ensaio.

Juntamente com a Resolução CONAMA nº 357, foi considerada a Norma Brasileira sobre aproveitamento de água de chuva de coberturas em áreas urbanas, a NBR 15.527 (ABNT, 2019). Esta norma se aplica a usos não potáveis em que as águas de chuva podem ser utilizadas, após tratamento adequado, para descargas em bacias sanitárias, irrigação de gramados, lavagem de veículos, limpeza de calçadas e ruas, limpeza de pátios, espelhos d'água e usos industriais (ANA; FIESP; SINDUSCON-SP, 2005). Entre os parâmetros da norma, pode-se destacar a presença de *Escherichia coli* e coliformes fecais, sendo considerados os mais específicos indicadores de contaminação fecal na água. A norma sugere que se deve considerar outros parâmetros de qualidade em função dos materiais e equipamentos utilizados no sistema de aproveitamento, conforme indicado na Tabela 3 (ABNT, 2019).

Parâmetro	Valor
<i>Escherichia coli</i>	< 200 / 10 mL
Turbidez	<5,0 uT
pH	6,0 a 9,0

Tabela 3. Parâmetros de qualidade para usos não potáveis. Fonte: NBR 15.527 (ABNT, 2019).

A verificação dos parâmetros de qualidade da água (fins não potáveis) seguiu a Resolução CONAMA nº 357 e a norma NBR 15.527 (ABNT, ANO), cujos métodos de análise são apresentados no Quadro 1.

Parâmetros	Método
Coliformes fecais (NMP)	Teste Colilert
pH	Método potenciométrico, com utilização de pHmetro
Cor (uH)	Método espectrofotométrico
Turbidez (uT)	Método nefelométrico
Odor e aparência	Método sensorial (visual e olfativa)
DBO (mg/L)	Método respirométrico
Nitrato (mg/L)	Método colorimétrico
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	Método colorimétrico de Nessler
Nitrito (mg/L)	Método colorimétrico da alfanaftilamina
Fósforo total	Método colorimétrico ácido Vanadomolybdofosfórico
Sólido suspenso total (SST) (mg/L)	A quantidade dos sólidos totais em suspensão foi obtida pela diferença de peso antes e após a análise. O resultado foi expresso em gramas e convertido para g/L.

Quadro 1. Métodos utilizados para avaliar os parâmetros de qualidade da água.

Os ensaios foram realizados no Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA) do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC. Os ensaios foram supervisionados e orientados pelo técnico de laboratório.

As coletas dos dias 12, 13, 22 e 23 de março, 14 de abril e 3 de maio foram submetidas a análises de laboratório, pois o nível captado de água foi superior a 10 mm. Foram calculadas as médias e desvios padrões dos parâmetros de qualidade da água, com o objetivo de comparar com a CONAMA nº 357 e a NBR 15.527, a fim de verificar se a qualidade da água filtrada nas placas é adequada para o uso em descargas de bacias sanitárias sem a necessidade de realizar tratamento adicional. Da mesma forma, os resultados foram comparados com os resultados obtidos por Hammes, Thives e Ghisi (2018) e Ghisi, Belotto e Thives (2020). A taxa de infiltração foi calculada para onze eventos, assim como a média e os desvios padrões de cada placa, para verificar a capacidade drenante.

Resultados e Discussão

Os primeiros resultados apresentados são a precipitação total e as medições da altura do nível de água nas caixas de captação, conforme Tabela 4, e em sequência foram calculadas as taxas de infiltração de cada placa, indicadas na Tabela 5.

Data	16/fev	23/fev	08/mar	13/mar	14/mar	23/mar	14/abr	16/abr	17/abr	24/abr	04/mai
Precipitação (mm)	11,6	5,4	13,0	17,0	4,2	34,0	40,0	0,4	11,0	3,8	29,0
Controle (mm)	17	10	14	15	17	40	50	6	15	22	28
Placa 1 (mm)	13	8	11	15	15	34	45	4	12	16	28
Placa 2 (mm)	13	9	13	14	17	35	45	4	14	18	26

Tabela 4. Precipitação e nível de água em cada caixa.

Data	16/fev	23/fev	08/mar	13/mar	14/mar	23/mar	14/abr	16/abr	17/abr	24/abr	03/mai
Placa 1 (%)	76,5	80,0	78,6	100,0	88,2	85,0	90,0	66,7	80,0	72,7	100,0
Placa 2 (%)	76,5	90,0	92,9	93,3	100,0	87,5	90,0	66,7	93,3	81,8	92,9

Tabela 5. Percentual de infiltração de água pluvial.

A média da taxa de infiltração da placa 1 foi de 83,4%, com desvio padrão de 10,0% e a média da taxa de infiltração da placa 2 foi de 87,7%, com desvio padrão de 9,0%. Ambas as placas apresentam a mesma composição, traço e 20% de vazios sendo a diferença entre elas a disposição dos vazios, que ocorre de forma aleatória durante a mistura dos materiais.

As placas apresentam diferença de 4,3% na capacidade de infiltração. Deste modo, conclui-se que a disposição dos vazios das placas para uma mesma mistura é semelhante, tendo pouca influência na capacidade de captação da água chuva. A média conjunta da taxa de infiltração das placas foi de 85,6%, com desvio padrão de 10,0%.

Observou-se que em períodos de chuvas consecutivas ou muito próximas umas das outras, como no período de 13 a 23 de março e de 14 a 24 de abril, a capacidade de infiltração diminuiu. A causa mais provável é que as placas tenham acumulado água em seus vazios, podendo haver a presença de poropressão, o que dificultou a percolação da água e diminuiu a capacidade de infiltração.

Outros fatores que influenciam na capacidade de infiltração são a intensidade e a velocidade da precipitação, assim como a umidade relativa do ar. É importante observar que a capacidade de infiltração das placas tende a diminuir na primeira coleta após um período de estiagem. Esse fenômeno ocorre devido à presença de poluentes atmosféricos que são transportados e depositados nas placas, dificultando a passagem da água, e a primeira chuva após a estiagem lubrifica e umedece a superfície que apresentava umidade ambiente. No evento seguinte, após a primeira infiltração decorrente de um período de estiagem, pode ocorrer aumento na infiltração devido à remoção dos poluentes e lubrificação da superfície, ou diminuição na capacidade de infiltração devido à presença de água nos vazios. A variação na capacidade de infiltração está relacionada ao tempo decorrente entre as precipitações.

As análises de qualidade da água foram feitas com os eventos de precipitação ocorridos nos dias: 12, 13, 22 e 23 de março (chuva interrompida), 14 de abril e 3 de maio, pois elas atendiam o pré-requisito de volume captado superior a 1cm nas caixas de coleta.

A Tabela 6 apresenta os resultados de análise de qualidade dos revestimentos. As cédulas pintadas de verde apresentam as análises que estão dentro dos limites estabelecidos pela CONAMA nº 357 e NBR 15.527, simultaneamente, e as cédulas pintadas de rosa apresentam os parâmetros que ultrapassaram os limites.

No estudo de Ghisi, Belotto e Thives (2020), o modelo de revestimento avaliado foi o de revestimento de peças de concreto permeáveis e sem *filter course* (modelo B do estudo de Ghisi, Belotto e Thives, 2020), o qual foi submetido à mesma análise qualitativa e aos mesmos padrões de qualidade da água, porém a coleta de água era de escoamento superficial e não de água pluvial. O modelo de Hammes (2017) seguiu as mesmas considerações feitas para o estudo de Ghisi, Belotto e Thives (2020), porém o modelo avaliado foi o revestimento de concreto asfáltico permeável e sem *filter course* (modelo B do estudo de Hammes, Thives e Ghisi (2018)).

A Tabela 7 indica a variação percentual dos parâmetros de qualidade da água, sendo que as cédulas preenchidas em verde indicam perda em percentual e as cédulas preenchidas em rosa indicam ganho em percentual. Adotou-se a nomenclatura: Revestimento A -Placas de concreto de cimento *Portland*; Revestimento B – Peças de concreto permeável; Revestimento C – Concreto asfáltico permeável.

Parâmetros	Revestimento A Revestimento de placas concreto de cimento <i>Portland</i>			Revestimento B (GHISI; BELOTTO; THIVES, 2020)		Revestimento C (HAMMES; THIVES; GHISI, 2018)	
	Água da chuva	Placa 1	Placa 2	Escoamento superficial	Revestimento de peças de concreto permeáveis	Escoamento superficial	Revestimento de concreto asfáltico permeável
pH	4,9 ± 0,4	7,8± 1,0	7,9± 1,1	8,0	8,3	7,6	7,5
Cor (uH)	7,8 ± 3,9	20,2± 6,5	18,2± 5,1	179	151	144	146
Turbidez (uT)	1,1 ± 0,3	1,8± 0,5	1,7± 0,5	31,2	17,9	51,7	23,2
DBO (mg/L)	1,3± 1,7	1,1± 1,2	3,2± 6,4	3,3	4,7	0,3	0,3
Nitrato (mg/L)	1,5± 1,7	0,4± 0,5	0,7± 0,7	0,3	0,9	0,3	0,3
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	2,9± 2,2	1,3± 0,6	1,1± 0,2	0,8	1,34	0,7	1,0
Nitrito (mg/L)	0,04± 0,07	0,07± 0,08	0,06± 0,1	0,05	0,1	0,04	0,06
Fósforo total (mg/L)	0,2± 0,4	0,2± 0,4	0,3± 0,4	0,2	0,3	0,4	0,2
Coliformes fecais (NMP/100mL)	1,0± 1,4	4,02± 7,4	93,5± 191,3	1.716,5	1.493,6	1.020,3	352,0
Sólidos suspensos totais (mg/L)	0,00008± 0,00008	0,00011± 0,00013	0,00009± 0,00018	16	7	51,7	23,2

Tabela 6. Médias e desvios padrões das análises de qualidade da água.

Parâmetros	Revestimento A - placas concreto de cimento <i>Portland</i>		Revestimento B - concreto asfáltico permeável	Revestimento C - concreto asfáltico permeável
	Placa 1	Placa 2		
pH	+ 59,2%	+ 61,2%	+3,8%	-1 ,3%
Cor (uH)	+ 159,0%	+ 133,3%	- 15,6%	+ 1,4%
Turbidez (uT)	+ 63,6%	+ 54,5%	- 42,6%	- 55,1%
DBO (mg/L)	- 15,4%	+ 146,2%	+ 42,4%	0,0%
Nitrato (mg/L)	- 73,3%	- 53,3%	+ 200,0%	0,0%
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	- 55,2%	- 62,1%	+ 67,5%	+ 42,9%
Nitrito (mg/L)	+ 75,0%	+ 50,0%	+ 100,0%	+ 50,0%
Fósforo total (mg/L)	0,0%	+ 50,0%	+ 50,0%	- 50,0%
Coliformes fecais (NMP/100mL)	+ 302,0%	+ 9250,0%	- 13,0%	- 65,5%
Sólidos suspensos totais (mg/L)	+ 37,5%	+ 12,5%	- 56,3%	- 55,1%

Tabela 7. Variação percentual dos parâmetros de qualidade da água.

Em cada parâmetro analisado é apresentada primeiro a análise do revestimento executado neste trabalho, as placas de concreto de cimento *Portland*, e em seguida os revestimentos são comparados.

Nas placas de concreto de cimento *Portland* observa-se que os eventos pluviométricos captados apresentam característica ácida e a infiltração pelas placas alcalinizou a água captada, deixando-a dentro da faixa de pH de 6 a 9, atendendo a CONAMA nº 357 e a NBR 15.527. Todos os revestimentos apresentaram pH dentro da faixa indicada pelas normas, porém, nota-se que o revestimento A e o revestimento B causaram a alcalinização da água devido à presença de silicato de cálcio nos cimentos. O mesmo não ocorre no revestimento C devido à presença do composto asfáltico. Analisando particularmente o pH, os revestimentos compostos de cimento (A e B) apresentaram maior eficiência para locais que apresentam chuvas ácidas, enquanto o revestimento C causa a diminuição do pH, sendo mais indicado para locais com chuvas alcalinas.

A análise de cor do revestimento A ficou acima dos 10 uH permitido pela resolução CONAMA nº 357. A cor ocorre devido à presença de compostos, material em suspensão e substâncias dissolvidas na água. A água da chuva ao precipitar traz consigo poluentes presentes na atmosfera, que podem lhe adicionar cor. Além disso, pelas placas serem permeáveis e apresentarem vazios, poeiras e materiais podem ser carregados e depositados na mesma pelo vento, contribuindo para a cor na água. Naturalmente, os revestimentos B e C apresentaram maior concentração de cor, pois foram testados utilizando água de escoamento superficial e não água de precipitação. Entretanto, mesmo com maior carga de poluentes, o revestimento B foi o único capaz de reduzir a presença de cor na água. Conclui-se que o revestimento A é ineficiente para a reduzir a presença de cor na água.

A turbidez está relacionada à quantidade de partículas em suspensão na água, o que pode afetar sua transparência e aparência. É possível estabelecer uma relação entre a turbidez e a cor da água, pois a presença de partículas pode contribuir para a aparência turva ou opaca. A água percolada pelo revestimento A apresentou maior turbidez em comparação com a água captada pela caixa de controle, isso indica que a água que passou pelo revestimento A absorveu mais partículas em suspensão, resultando em uma aparência turva. Novamente, pode-se considerar a hipótese da presença de poluentes e poeiras nas placas. Outra hipótese a ser considerada e avaliada é a possibilidade do desgaste do revestimento da placa, despreendendo partículas que conferem cor e turbidez à água. Apesar do ganho de turbidez, nenhuma das amostras das placas superou o limite de 2 uT estabelecido pela CONAMA nº 357, assim como ficou abaixo do limite de 5 uT estabelecido pela NBR 15.527. Porém, caso ocorra precipitação em condições atmosféricas com maiores concentrações de poluentes e apresente a turbidez natural mais elevada, o revestimento A não seria capaz de reduzir a turbidez, pelo contrário, o revestimento potencializaria a turbidez presente na água, podendo inviabilizar o uso da água captada. Como o revestimento B e C utilizaram água de escoamento superficial, com maior presença de partículas, a turbidez ficou acima dos limites estabelecidos. Porém, os revestimentos foram eficazes para diminuir a turbidez presente na água, mas não conseguiram atender o parâmetro estabelecido pela resolução CONAMA nº 357. Deste modo, para o parâmetro de turbidez, a aplicação do revestimento B ou C é eficiente, enquanto o revestimento A contribui para o aumento da turbidez.

Nas análises de aparência da água coletada pelo revestimento A não foram observadas características grosseiras que pudessem afetar a qualidade da água, entretanto, na caixa de controle foram encontrados insetos e folhas em algumas coletas. Na análise sensorial de odor não foram percebidos odores anormais ou fortes presentes na água.

A análise de DBO do revestimento A ficou abaixo do limite de 10 mg/L. Entretanto, os resultados entre a placa 1 e a placa 2 foram contraditórios, pois a placa 1 apresentou redução da DBO, enquanto a placa 2 apresentou aumento da DBO. Ambas as placas foram expostas igualmente ao meio externo. De modo geral, os resultados são inconclusivos para o revestimento A e é necessário realizar mais análises para concluir se as placas auxiliam na redução ou aumento da DBO. O revestimento B apresentou aumento da DBO, indicando ser um meio mais propício para o desenvolvimento de microrganismos, enquanto o revestimento C não apresentou variação do parâmetro.

No revestimento A, a presença de nitrato não superou o limite de 10 mg/L estabelecido pela CONAMA nº 357. A região de coleta não apresenta fontes poluidoras locais para a atmosfera, como indústrias ou fábricas. Ressalta-se que o revestimento A apresentou capacidade de reduzir a presença de nitrato na água através da filtração, a placa 1 apresentou redução de 73,3% de nitrato na amostra e a placa 2 apresentou redução de 53,3%. Mais uma vez, considera-se a hipótese que a diferença dos valores é devida a formação e quantidade de vazios que pode influenciar a capacidade de filtração da amostra devido o caminho que a água deve percorrer pela placa.

Embora o revestimento B também contenha cimento em sua composição, assim como o revestimento A, verificou-se o aumento significativo na concentração de nitrato nas amostras. Isso evidencia que a composição química e a disposição do material têm influência na capacidade do revestimento em alterar os parâmetros de qualidade da água. No caso do revestimento C, constatou-se sua ineficiência em relação ao nitrato.

Assim como para o nitrato, o revestimento A foi capaz de reduzir a presença de nitrogênio amoniacal para as amostras. Entretanto, as placas não apresentaram disparidade significativa entre os resultados, a placa 1 apresentou redução de 55,2% e a placa 2 apresentou redução de 62,0%. Os revestimentos B e C contribuíram para o aumento da concentração de nitrogênio amoniacal.

Similar à turbidez, o revestimento A apresentou concentrações de nitrito inferior ao 1 mg/L estabelecido pela CONAMA nº 357, entretanto a água percolada pelas placas apresentou aumento da concentração de nitrito, sendo o aumento de 75% na concentração para a placa 1 e 50% para a placa 2. Logo, caso ocorra uma chuva com concentração de nitrito superior 0,5 mg/L, a água infiltrada pelo revestimento A não será capaz de reduzir a concentração e não atenderá o mínimo de 1 mg/L exigido pela CONAMA nº 357. A mesma análise pode ser aplicada aos revestimentos B e C, sendo que todos os modelos de revestimento apresentaram aumento de mais de 50% na concentração de nitrito. Pode-se afirmar que o concreto e o asfalto não contribuem para diminuir a concentração de nitrito e colaboram para o aumento da concentração do composto.

O fósforo presente nas precipitações pluviométricas e na água de escoamento estava acima de 0,1 mg/L, conforme o limite estabelecido pela CONAMA nº 357. Os revestimentos compostos de cimento, A e B, não contribuíram para reduzir a concentração de fósforo. No revestimento A, a placa 1 demonstrou ser incapaz de alterar as concentrações de fósforo e a placa 2 aumentou a concentração em 50%. O revestimento C, que apresenta asfalto na sua composição, demonstrou ser capaz de reduzir a concentração de fósforo em 50%. Considerando somente o fósforo, recomenda-se a utilização do revestimento C.

Apesar dos revestimentos B e C terem sido submetidos a uma carga poluidora maior, eles demonstraram-se capazes de reduzir a concentração de coliformes fecais, com destaque para o revestimento C que foi capaz de reduzir a presença de

coliformes em mais de 60%. Em contrapartida, apesar do revestimento A possuir cimento em sua composição, assim como o revestimento B, ele contribuiu para o aumento de coliformes e apresentou resultados discrepantes entre as placas. Logo, se faz necessário realizar mais análises para observar se a diferença pode ter sido causada pelo meio externo, como fezes de animais, ou se está relacionada à formação dos vazios.

De maneira similar à concentração de coliformes fecais, os revestimentos B e C mostraram-se eficientes na redução da concentração de sólidos suspensos totais na água. Por outro lado, o revestimento A contribuiu para o aumento desses sólidos suspensos.

É importante ressaltar que os resultados obtidos com o revestimento A estavam dentro dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA, que define os padrões de qualidade da água. No entanto, é importante considerar que se a concentração de sólidos na precipitação fosse maior, o revestimento A adicionaria mais sólidos à amostra, indicando um possível desgaste rápido do revestimento.

Esses resultados sugerem que a eficiência dos diferentes revestimentos pode variar dependendo dos parâmetros avaliados. Enquanto o revestimento A atendeu aos padrões estabelecidos para coliformes fecais, sua capacidade de reter sólidos suspensos pode ser menos eficiente em comparação aos revestimentos B e C.

A resistência mecânica à compressão média do revestimento A foi de 11,6 Mpa, enquanto o revestimento B apresenta resistência mecânica superior a 20 MPa. A minoração da resistência é causada pela remoção dos agregados finos, que geram os vazios da placa de cimento *Portland*. Não foi avaliada a resistência do revestimento C.

Conclusões

O revestimento asfáltico mostrou-se mais eficiente para a remoção dos poluentes do que os revestimentos à base de concreto. Além disso, apresenta menor custo de aplicação em rodovias, o que o torna uma alternativa viável para a execução de pavimentos permeáveis. Apesar do asfalto ser menos resistente que o concreto, o revestimento C demonstrou a maior eficiência para melhorar a qualidade da água. Ele foi capaz de reduzir a concentração de cinco parâmetros analisados (pH, turbidez, fósforo total, coliformes fecais e sólidos suspensos totais), não tendo influência em dois parâmetros (DBO e nitrato) e contribuiu para o aumento de três parâmetros (cor, nitrogênio amoniacal e nitrito).

No entanto, os revestimentos A e B, compostos por concreto, melhoraram dois parâmetros de oito da qualidade da água, sendo um deles potencializado pelo asfalto (nitrogênio amoniacal) e o outro indiferente ao asfalto (nitrato). Os demais parâmetros tiveram suas concentrações potencializadas pelos revestimentos compostos com concreto. Como observado nas análises de pH, o concreto é capaz de realizar reações químicas, mesmo após curado, e a composição do traço influencia nas reações, afetando as concentrações dos compostos químicos. De modo geral, o concreto apresenta baixa eficiência para a filtração da água, independentemente da concentração de poluentes e da proveniência da água, como é possível observar através do revestimento “A”, analisado com água da chuva, e do Revestimento B, analisado com água de escoamento superficial.

O revestimento de placas de concreto com cimento *Portland* apresentou eficiência superior a 80% na captação e infiltração de água. A formação dos vazios nas placas do revestimento A não apresentou influência significativa na captação de água. Os resultados dos parâmetros de qualidade são inconclusivos para determinar a influência dos vazios na qualidade da água filtrada.

Conclui-se que nenhum dos revestimentos avaliados atende completamente aos parâmetros estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357 e a NBR 15.527, portanto, a água captada pelos revestimentos não pode ser utilizada para abastecimento, mesmo sem contato humano direto. Logo, eles necessitam de tratamento prévio ou complementar.

O trabalho evidenciou hipóteses a serem consideradas nas análises e sugestões para outros trabalhos. Uma hipótese a ser investigada é a utilização de membranas geossintéticas aderidas às placas de concreto com cimento *Portland* (revestimento A), assim como realizado nos trabalhos de Hammes, Thives e Ghisi (2018) e Ghisi, Belotto e Thives (2020), que analisaram a influência da utilização da camada de filtragem nos modelos de revestimentos. A mesma metodologia pode ser aplicada para as placas revestidas de concreto com cimento *Portland*, bem como realizar análises a água de escoamento superficial infiltrada pelas placas.

Outro ponto a ser analisado é em qual classe de qualidade a água captada pelos revestimentos se enquadra conforme os parâmetros da CONAMA nº 357, sem a realização de tratamentos e quais os usos que podem ser atribuídos a classe determinada. A última hipótese a ser considerada e avaliada é a possibilidade de desgaste do revestimento das placas de concreto de cimento *Portland*, que pode adicionar cor e turbidez à água.

Além disso, indica-se uma avaliação da utilização e combinação de camadas filtrantes nos revestimentos permeáveis para melhorar a qualidade da água captada, minimizando a necessidade de onerosos tratamentos na água.

Referências Bibliográficas

ABCP – Associação Brasileira de Cimento *Portland*. 2016. Conceitos e para pavimentos intertravado permeável. PR2, Sistemas Construtivos Pavimentos Permeáveis. São Paulo, Brasil.

ABNT – Associação Brasileira de Norma Técnicas. 2019. NBR 15527:2019 – Aproveitamento de Água de Chuva de Coberturas para Fins Não Potáveis. Rio de Janeiro.

ABNT - Associação Brasileira de Norma Técnicas. 2015. NBR 16.416: Pavimentos permeáveis de concreto: Requisitos e procedimentos. Rio de Janeiro, p. 31.

Araújo, P. R.; Tucci, C. E. M.; Goldenfum, J. A. 2000. Avaliação da eficiência dos pavimentos permeáveis na redução de escoamento superficial. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, Porto Alegre, v. 5, n. 3, p. 21-29.

ANA - Agência Nacional de Águas; FIESP – Federação das Indústrias do Estado de São Paulo; SINDUSCON-SP - Sindicato da Indústria da Construção do Estado de São Paulo. 2005. Conservação e reúso da água em edificações. São Paulo. Barret, M. E. Barret, M.E. 2008. Effects of a Permeable Friction Course on Highway Runoff. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*. Reston, p. 646-651.

Becker, N.; Pinheiro, I. G. 2019. Potencialidade dos pavimentos permeáveis na melhoria da qualidade da água do escoamento superficial: uma revisão. *Revista Brasileira de Gestão Urbana*. Curitiba, v. 11, p. 1-11.

Brasil. CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. 2005. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Brasília.

CALTRANS, *California Department of Transportation*. 2014. *Open Graded Friction Course Usage Guide*. Califórnia, EUA.

Chandrappa, A. K.; Biligiri, K. P. 2016. Pervious concrete as a sustainable pavement material: research findings and future prospects: a state-of-the-art. *Construction & Building Materials*. v. 111, p. 262-274.

Christofidis, D.; Assumpção, R. D. S. F. V.; Kligerman, D. C. A. 2019. Evolução Histórica da Drenagem Urbana: Da Drenagem Tradicional à Sintonia Com a Natureza. *Saúde em debate*. Rio de Janeiro, v. 43, p. 94-108.

Ferguson, B. K. 2005. Porous Pavements. *Integrative Studies in Water Management and Land Development*. Florida.

Furtado, L.; Mota, A. A.; Grison, F.; Menegotto, M. L. 2021. Eficiência de drenagem de um modelo de pavimento de concreto permeável sob chuva natural. *Revista de Engenharia Civil IMED*, Passo Fundo, v. 8, n. 1, p. 128-144.

Ghisi, E.; Belotto, T.; Thives, L.P. 2020. The Use of Permeable Interlocking Concrete Pavement to Filter Stormwater for Non-Potable Uses in Buildings. *Water*, v. 12, p. 2045

Hammes, G., Thives, L.P., Ghisi, E. 2018. Application of stormwater collected from porous asphalt pavements for non-potable uses in buildings. *Journal of Environmental Management*, v. 222, p. 338-347.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2015. População rural e urbana.

ICPI - *Interlocking Concrete Pavement Institute*. 2008. *Permeable interlocking concrete pavement: A Comparison Guide To Porous Asphalt and Pervious Concrete*. Chantilly, VA.

Jiang, W.; Sha, A; Xiao, J.; LI, Y.; Huang, Y. 2015. Experimental Study on Filtration Effect and Mechanism of Pavement Runoff in Permeable Asphalt Pavement. *Construction & Building Materials*. v. 100, p. 102-110.

Lima, G. T. S. 2018. Influência da substituição total e parcial do agregado graúdo natural por agregado reciclado nas propriedades do concreto permeável. Dissertação. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis-

Marchioni, M, L.; Silva, C. L.; mayor, A. V. 2013. Conceitos e Requisitos para Pavimentos de Concreto Permeável. São Paulo.

ABCP - Associação Brasileira de Cimento *Portland*.

Pagotto, C.; Legret, M.; Cloirec, P. 200. Comparison of the Hydraulic Behaviour and the Quality of Highway Runoff Water According to the Type of Pavement. *Water Research*. Oxford, v. 34, p. 4446-4454.

Scholz, M.; Grabowiecho, P. 2007. Review of Permeable Pavement Systems. *Building and Environment*. v. 42, p.3830-3836.

A DRENAGEM SUSTENTÁVEL COMO MEIO DE MITIGAR AS INUNDAÇÕES NOS CENTROS URBANOS

1Josielly Braz da Silva, 2Luan Alves Furtado, 3Alda Viana Duarte, 4Gisely Leite de Oliveira Silva, 5Luttemberg Ferreira de Araújo, 6Severino Martins dos Santos Neto, 7Artur Paiva Coutinho

1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 Universidade Federal de Pernambuco, 1 e-mail: josielly.braz@ufpe.br; 2e-mail: luan.furtado@ufpe.br; 3e-mail: alda.viana@ufpe.br; 4e-mail: gisely.leite@ufpe.br; 5e-mail: luttemberg.ferreira@ufpe.br; 6e-mail: martinsdsn@gmail.com; 7e-mail: arthur.coutinho@ufpe.br

Palavras-chave: Técnicas Compensatórias; Urbanização; Drenagem Urbana

Resumo

O acentuado processo de urbanização nas grandes cidades dificulta o ordenamento das ações não estruturais do controle ambiental urbano. Um dos graves problemas neste processo de desenvolvimento resulta da expansão, geralmente irregular, que ocorre sobre as áreas de mananciais de abastecimento humano, comprometendo a sustentabilidade hídrica das cidades. Visto que, aumentam as áreas impermeabilizadas impedindo a infiltração das águas de chuva, aumentando massivamente o escoamento superficial, extrapolando a capacidade dos sistemas de drenagem projetados. Além disso, o aumento populacional afeta os sistemas de saneamento básico, abastecimento hídrico e drenagem urbana, que quando realizados sem um planejamento estratégico compromete a qualidade de vida e integridade dos habitantes locais. A drenagem urbana corresponde aos sistemas de manejo de águas pluviais, que quando não bem executados acarretam alguns efeitos danosos como: alagamentos, inundações e deslizamentos de terra. Deste modo, pode-se definir drenagem urbana como um conjunto de elementos que compõem um sistema projetado pelo governo municipal que tem como finalidade coletar as águas pluviais (oriundas de eventos pluviométricos) e direcioná-las até um corpo hídrico que tem capacidade de receber esta vazão resultante. Dentre os elementos que compõem os sistemas de drenagem dos centros urbanos pode-se citar: pavimento de ruas, guias, sarjetas, bocas de lobo, galerias, elementos de retenção e infiltração em imóveis e pavimentos, trincheiras e valas. Sendo que, todos estes elementos tem por finalidade captar a água de chuva e lhe dá uma destinação. Neste contexto, diversos núcleos urbanos vêm sendo acometidos por desastres e transtornos recorrentes, derivados da falta de medidas estruturais e não-estruturais para lidar com eventos pluviométricos de média e alta intensidade. Tendo como principais percalços: inundações e deslizamentos de terra de taludes. Quando os eventos pluviométricos são próximos dos 100 mm os transtornos são diversos para a população: perdas materiais devido alagamentos e instabilidade de taludes, comprometimento da mobilidade do trânsito e de deslocamentos a pé, além do risco de contaminação pelas doenças de veiculação hídrica. Sem um planejamento estratégico que vise medidas sustentáveis, modelos bem estruturados e a integração de práticas multissetoriais nenhuma proposta de drenagem urbana é eficaz. Por isso, a importância de investimentos nos sistemas sustentáveis de drenagem urbana, que são elementos com a finalidade de aumentar a infiltração das águas pluviais no solo e reduzir o escoamento superficial, reduzindo consideravelmente os eventos drásticos de inundações nos centros urbanos. Contudo, através de estudos hidrológicos é possível determinar medidas de atenuação e técnicas compensatórias para um gerenciamento adequado da drenagem urbana. As técnicas compensatórias de drenagem urbana são elementos tecnológicos de execução construtiva simplória e reduzido impacto no meio ambiente, que visam aumentar as taxas de infiltração e/ou reter as águas pluviais, de modo a reduzir o escoamento superficial direto e os investimentos onerosos em dispositivos hidráulicos da drenagem tradicionalmente utilizada nos dias atuais. Deste modo, este estudo realiza uma revisão bibliográfica a respeito dos riscos e degradação das áreas sujeitas a inundações, e, através de estudos consolidados e legislações ambientais expõe as medidas compensatórias mais adequadas para mitigar os danos causados pelas inundações e demonstra seu impacto positivo para um melhor gerenciamento dos recursos hídricos e ações de saneamento nos núcleos urbanos brasileiros.

Introdução

A dinâmica entre o crescimento populacional e a expansão das cidades tem intensificado as atividades industriais, gerando impactos significativos e repercussões abrangentes que afetam expressivamente a sociedade, a economia e o meio ambiente. Nesse cenário, a relação entre o crescimento urbano e as mudanças climáticas torna-se cada vez mais evidente.

O aumento das emissões de gases de efeito estufa tem contribuído para o aquecimento global e para as alterações nos padrões climáticos, que incidem sobre o aumento de eventos críticos. No contexto urbano todas as componentes do sistema hídrico estão relacionadas, demandando controle e gerenciamento. O ciclo hidrológico é formado por vários processos físicos, químicos e biológicos, sendo estes modificados significativamente quando submetidos à ação antrópica (TUCCI, 2005). As inundações estão entre os fenômenos naturais que mais provocam destruição, perdas materiais e de vida humana, principalmente em áreas densamente povoadas (ALCOFORADO; CIRILO, 2001). Essas calamidades são ocasionadas, principalmente, pela falta de planejamento urbano, que considera a drenagem pontual e não a bacia hidrográfica como um todo, e às ocupações irregulares nas margens dos cursos d'água (TUCCI, 2005).

Nas últimas décadas, no Brasil, a expansão urbanística vem se intensificando rapidamente, principalmente nas áreas costeiras, gerando grandes metrópoles na capital de cada estado brasileiro. Estas regiões metropolitanas possuem um núcleo

principal e várias cidades circunvizinhas, resultado da expansão deste crescimento. Este crescimento urbano dificulta o ordenamento das ações não estruturais do controle ambiental urbano. Um dos graves problemas neste processo de desenvolvimento resulta da expansão, geralmente irregular, que ocorre sobre as áreas de mananciais destinados ao abastecimento humano, comprometendo a sustentabilidade hídrica das cidades (TUCCI, 2001).

O principal fator de influência das inundações é a precipitação, um evento natural que não pode ser controlado. No entanto, é possível adotar medidas sustentáveis de gestão de uso e ocupação do solo que minimizam os danos potenciais e auxiliam na gestão do meio hidrológico urbano. Com a expansão das cidades e o aumento das áreas impermeabilizadas, torna-se necessário a implementação de sistemas de drenagem auxiliares para direcionar adequadamente as águas pluviais até corpos d'água. Isso ocorre porque quanto maior a área impermeável, maior será o escoamento superficial, aumentando o risco de enchentes e sobrecarregando os sistemas de drenagem convencionais (MONTAGNA; VIEIRA, 2019).

Além disso, o aumento populacional afeta os sistemas de saneamento básico, abastecimento hídrico e drenagem urbana, que quando realizados sem um planejamento estratégico compromete a qualidade de vida e integridade dos habitantes locais (TUCCI, 2001). Nesse contexto, as grandes cidades brasileiras vêm sendo acometidas por diversos desastres e transtornos, derivados da falta de medidas estruturais e não estruturais para lidar com eventos pluviométricos de média e alta intensidade, tendo como principais percalços: inundações e deslizamentos de terra em taludes.

Em núcleos urbanos, onde a frequência de inundações é alta, a Defesa Civil é frequentemente solicitada para proteger a parcela populacional acometida por esses transtornos. No entanto, quando o poder público transfere esses ocupantes de áreas de risco para uma localidade segura, outros ocupam o local vazio, devido ao não acesso a moradia, oriundo das diferenças sociais e econômicas (TUCCI, 1997). Deste modo, é imprescindível ao poder público um amplo acesso às ferramentas que auxiliem no controle e gestão de riscos, como modelagem da ocorrência de eventos pluviométricos e mapeamento de áreas de riscos. De modo a mitigar os riscos potenciais dos alagamentos e inundações, práticas de drenagem sustentável podem ser adotadas, como: renovação e recuperação urbana, sistema de lagoas e áreas verdes para infiltração (TUCCI, 2008).

As medidas compensatórias de drenagem são técnicas sustentáveis que são empregadas com a intenção de mitigar os efeitos nocivos da urbanização sobre o ciclo hidrológico natural, reduzindo o escoamento superficial, e a grande solicitação dos sistemas de drenagem canalizada, sugerindo soluções de controle no uso e ocupação do solo. São estas técnicas consideradas intervenções de baixo impacto, pois visam restaurar o sistema hidrológico urbano natural, aumentando a infiltração e reduzindo a impermeabilização (ALVES, 2017; LOPES; JÚNIOR; MATOS, 2020).

Nesse contexto, técnicas como telhados verdes, intertravados drenantes e pavimentos permeáveis se apresentam como uma solução sustentável e eficiente na perspectiva de amortecimento dos picos de escoamento superficial na malha urbana. Essas técnicas permitem a detenção dos picos de escoamento bem como a retenção em lote de uma parcela significativa do volume pluvial. Além disso, contribuem com a melhoria da qualidade do ar, o aumento do conforto térmico, a diminuição do efeito das ilhas de calor e a recarga de aquíferos (TASSI et al., 2014).

Devido as diversas contribuições apresentadas pelas técnicas compensatórias e sua ampla empregabilidade na drenagem sustentável, diferentes pesquisas têm sido desenvolvidas com o intuito de aperfeiçoar sua construção, analisar sua eficiência e empregabilidade em diferentes tipos de ambientes e investigar o seu impacto sobre o retardo no escoamento superficial (BAPTISTA et al., 2023; PALLA; GNECCO; LABARBERA, 2022).

Deste modo, considerando a relevância na empregabilidade de técnicas compensatórias para enfrentamento dos problemas de drenagem, a presente pesquisa objetiva, através de análise bibliográfica, demonstrar a implantação e eficiência de sistemas de drenagem sustentável. Com os dados dos estudos considerados será possível determinar formas de aplicação prática e definir tomadas de decisão que podem ter respaldo nas informações obtidas. Deste modo, será possível analisar a aplicação de medidas compensatórias e seus possíveis efeitos quanto à melhoria da drenagem, avaliando a eficiência de cada técnica adotada, a acurácia dos estudos realizados e a aplicabilidade nos sistemas de drenagem urbana dos municípios brasileiros.

Material e Métodos

O presente estudo tem como método a análise e revisão bibliográfica de artigos e trabalhos acadêmicos que dissertem sobre problemas relacionados a inundações, alagamentos e os riscos associados a esses eventos, assim como, os benefícios decorrentes da implementação de técnicas cujos objetivos sejam o retardo e minimização do escoamento superficial, de modo que a água possa ser armazenada temporariamente, evitando sobrecarga dos sistemas de drenagem urbanos, ou permitindo sua percolação natural através no solo.

Levar-se-á em consideração critérios como ano de publicação, relevância da pesquisa e significância dos dados abordados, de modo que a viabilidade de implantação das medidas compensatórias seja demonstrada, e seus benefícios para o ecossistema urbano sejam evidenciados.

Resultados e Discussão

A experiência internacional de grandes países com as práticas de drenagem urbana sustentável tem demonstrado avanços significativos no gerenciamento eficiente das águas pluviais. Países como Alemanha, Estados Unidos e Holanda têm adotado estratégias abrangentes que incluem a implementação de infraestruturas verdes, bem como a incorporação de técnicas de retenção e reutilização de água em projetos urbanos. Esses países têm obtido sucesso ao aliar ações governamentais, regulamentações, incentivos e conscientização pública para promover a adoção generalizada de práticas de drenagem urbana sustentável.

Diante da expansão e incentivo global destas práticas, tem sido cada vez mais consolidadas medidas compensatórias de drenagem, com o intuito de reduzir as inundações nas áreas urbanas, possibilitando o crescimento urbano diminuindo os efeitos nocivos e impactos ao meio ambiente e a população, pois o desenvolvimento sustentável parte da premissa de suprir as necessidades atuais sem comprometer os recursos disponíveis para as gerações futuras (GOLDENFUM *et al.*, 2007; ALVES, 2017).

Segundo Alves (2017), entre as medidas compensatórias amplamente utilizadas no Brasil e no mundo, destacam-se as áreas verdes, que trazem benefícios como a normalização do microclima, controle da água, redução da poluição e melhoria na qualidade de vida. Um exemplo notável é a cidade de Curitiba, reconhecida internacionalmente pela implantação de parques urbanos. Outra medida eficiente são os pavimentos permeáveis, capazes de reduzir o escoamento superficial e as vazões de pico, permitindo a infiltração das águas pluviais no solo, recarga do lençol freático e diminuição da poluição hídrica. O Programa Calçado Ecológica, em Goiânia, é um exemplo de aplicação bem-sucedida desse tipo de pavimento.

Os telhados verdes são outra técnica de controle de drenagem, com capacidade de retenção de água, controle térmico e acústico, além de promover a biodiversidade urbana. Os jardins de chuva também desempenham um papel importante, retraindo e infiltrando gradualmente a água da chuva para reduzir o escoamento superficial e picos de vazão. Esses jardins podem ser construídos pelos próprios moradores em suas residências e também são implantados por governos municipais em áreas de passeios públicos. Essas práticas sustentáveis de drenagem urbana têm se mostrado eficientes na mitigação dos impactos das chuvas intensas e na promoção da qualidade ambiental nas cidades (ALVES, 2017).

Um estudo desenvolvido por Heidari *et al.* (2023) sobre a cidade de Dallas, no Texas, identificou um aumento significativo no número de pontos de drenagem pluvial transbordando e suas sub-bacias contribuintes durante eventos de chuva intensas. Diante disso, analisaram a viabilidade de aplicação de infraestruturas verdes de drenagem (GSI) para mitigação dos problemas. Os resultados de priorização forneceram uma série de mapas identificando as áreas de oportunidade com base na gravidade do transbordamento, recorrência dos transbordamentos e disponibilidade de GSI. A avaliação do impacto da GSI revelou que sua implantação abrangente nas áreas de oportunidade resultou em uma redução significativa dos transbordamentos, mesmo nos níveis de gravidade mais altos. Além disso, a comparação com as alternativas de atualização da infraestrutura cinza mostrou que a GSI é uma opção mais econômica, proporcionando redução do transbordamento a um custo inferior por metro cúbico.

Da mesma forma, Saeedi *et al.* (2023) destacaram a eficácia da implementação de Infraestruturas Verdes para Melhores Práticas de Gestão (GI-BMP) no controle de enchentes e escoamento excessivo no Terminal de Ônibus Oeste de Teerã. A análise de adequação das GI-BMPs permitiu identificar os locais adequados para a implantação dessas práticas, considerando as características específicas da área de estudo. Os resultados mostraram que o planejamento e arranjo adequado das práticas de GI-BMP, como pavimentos permeáveis, bacias de biorretenção, trincheiras de infiltração e barris de chuva, foram eficazes na redução do volume de escoamento e controle do problema de escoamento superficial na área analisada. A otimização dos tamanhos das GI-BMPs, utilizando o modelo SUSTAIN e o algoritmo NSGA-II, permitiu identificar soluções quase ótimas que resultaram em uma redução significativa do volume de escoamento. A aplicação das GI-BMPs no Terminal de Ônibus Oeste de Teerã reduzirá em 60% o volume de escoamento, contribuindo assim para o gerenciamento eficaz das águas pluviais nessa área específica.

Jinjin *et al.* (2023) avaliaram o modelo de reconstrução de infraestrutura azul-verde-cinza para a mitigação do problema de alagamento urbano em cidades às margens de lagos, especialmente durante eventos de chuvas intensas. O planejamento e design de espaços azuis e verdes mostraram-se eficazes na redução do grau de alagamento, quando combinados com a pré-drenagem artificial. Essa abordagem proporciona uma solução viável para áreas urbanas densamente urbanizadas próximas a corpos d'água. Os resultados obtidos no estudo, utilizando a Bacia do Rio Shiwuli como exemplo, indicam que o modelo pode ser aplicado em outras cidades com condições semelhantes ao longo de rios ou lagos.

Já o estudo de Wang *et al.* (2023) permitiu uma ampla observação sobre a aplicação de modelos hidrológicos e de algoritmos de otimização, que resultaram em soluções não-dominadas e frentes de Pareto, que oferecem opções otimizadas para o planejamento e design da infraestrutura verde. Os resultados demonstraram que a solução ótima para a zona de controle de risco de inundação alcançou uma redução significativa do risco de inundação, enquanto a solução ótima para a zona de controle total de escoamento resultou em uma redução total do escoamento. Além disso, os custos médios do ciclo de vida por ano foram avaliados, fornecendo informações importantes para a tomada de decisão. Esses resultados destacam a importância do planejamento e design cuidadosos da infraestrutura verde, levando em consideração as necessidades específicas de cada área, para mitigar problemas de águas pluviais urbanas.

Dentro do contexto dos jardins de chuva, a infiltração direta da água da chuva na camada estrutural e o curto tempo de retenção para eventos de chuva com maiores volumes pluviométricos demonstram a eficácia destes dispositivos na gestão do escoamento urbano. Os resultados apresentados por Burszta-Adamiak *et al.* (2023) indicam que os jardins apresentam um bom desempenho hidrológico na captura de escoamento proveniente de telhados, além disso, a umidade do substrato de crescimento do protótipo estudado foi maior na área de entrada de água da chuva, o que indica que a captação e retenção de água foram eficientes nesse ponto específico.

Por meio do estudo conduzido por Li *et al.* (2023), é possível observar diferentes resultados sobre os jardins de chuva construídos, como o desempenho satisfatório na redução do escoamento total e na remoção de sólidos suspensos, com diminuição significativa da carga de poluição. Além disso, os resultados da pesquisa indicaram que a proporção ótima de areia e solo para os jardins de chuva foi determinada como sendo de 40%.

De modo análogo, utilizando protótipos em escala real e modelos com diferentes profundidades de substrato, Gobatti e Leite (2023) observaram que os telhados vegetados extensivos podem atenuar significativamente o escoamento de águas pluviais, retardar o pico do escoamento e reter uma porcentagem considerável do total de chuva. Também observaram que o manejo adequado da vegetação nos telhados pode garantir o melhor desempenho hidrológico destes dispositivos, e que a sua saturação pode ser influenciada pela duração da chuva, sendo que chuvas mais longas podem comprometer a capacidade de retenção. Por outro lado, quando a vegetação não é gerenciada, o teor de umidade do solo no telhado vegetado não apresenta correlação com a profundidade do substrato, pois as plantas têm um papel fundamental na restauração da capacidade de retenção do substrato.

Embora a estrutura dos telhados verdes ainda em constante adaptação na tentativa de reduzir custos e os impactos estruturais provocados por ela, propostas como a Pirouz *et al.* (2023) apresentam melhor capacidade de resposta em detrimento dos seus aspectos físicos. O telhado verde proposto apresenta diversas vantagens, como menor peso devido à substituição da camada de drenagem de cascalho por uma rede de tubulação para armazenamento de água, maior capacidade de retenção de água, maior eficiência no tratamento do escoamento devido à presença de filtros multicamadas, facilidade de instalação em telhados planos e inclinados, aproveitamento da água da chuva coletada para uso doméstico e menor demanda de água de irrigação devido ao sistema de autoirrigação subterrâneo.

No Brasil, as leis de drenagem sustentável estão em constante evolução para enfrentar os desafios do aumento do escoamento urbano e da gestão das águas pluviais. A legislação ambiental brasileira, como a Política Nacional de Recursos Hídricos e a Política Nacional de Saneamento Básico, busca promover a implementação de práticas sustentáveis de drenagem em empreendimentos e no planejamento urbano. Além disso, estudos recentes têm se concentrado em desenvolver técnicas e soluções inovadoras, como sistemas de drenagem urbana sustentável, telhados verdes, pavimentos permeáveis e biorretenção, visando mitigar os impactos das chuvas intensas e melhorar a gestão das águas pluviais no país.

Santos *et al.* (2015) estudaram a implantação de calçadas ecológicas, como técnica de drenagem sustentável, no Parque Flamboyant localizado na zona urbana de Goiânia, estado de Goiás. Usaram como ferramentas de análise: revisão bibliográfica, levantamento fotográfico, dados disponibilizados por instâncias públicas e ensaios de infiltração a fim de testar a eficiência dos pisos feitos de blocos de concreto intertravados nos passeios do parque. Deste modo, pode-se constatar que esse modelo de calçada é eficiente no que diz respeito a facilitar a infiltração da água, redução da carga poluente das águas pluviais escoadas, pois o solo age como agente filtrante e, além disso, possibilita a recarga dos aquíferos subterrâneos.

Montagna e Vieira (2019) avaliaram os tipos de revestimentos das áreas públicas do trecho inferior da bacia do Ribeirão da Velha na cidade de Blumenau, Santa Catarina, a fim de avaliar se a quantidade de áreas permeáveis é significativa para minimizar os impactos das inundações e alagamentos, recorrentes no município. Para isso realizou-se uma pesquisa qualitativa que avaliou uma área de 218.816,77 m², concluindo que 41,47% da área é revestida com piso intertravado, 21,75% em concreto e 13,57% em ladrilho hidráulico, sendo a maior parte o revestimento que produz menor impacto na impermeabilização, no entanto, ressalta-se que para o pavimento permeável ter eficiência drenante deve ter uma execução adequada prevista por norma técnica específica.

Na análise realizada por Almeida *et al.* (2023) demonstrou que a eficácia de sistemas combinados varia de acordo com a distribuição das chuvas ao longo do ano. Regiões com distribuição equilibrada de chuvas, como climas subtropicais úmidos, apresentaram um potencial maior para sistemas combinados projetados para fins duplos, ou seja, fornecer água não potável e capturar águas pluviais. Por outro lado, em climas com estações chuvosas e secas bem definidas, como savana tropical e mediterrâneo de verão quente, a eficácia dos sistemas combinados pode ser limitada para atender às demandas de água durante certos períodos do ano. No entanto, mesmo nessas condições, a utilização de sistemas combinados pode ser altamente eficaz para o gerenciamento de águas pluviais, reduzindo o escoamento e contribuindo para a resiliência urbana diante das mudanças climáticas.

É visto que as práticas de drenagem sustentável vêm sendo desenvolvidas e estimuladas em várias localidades do Brasil e ao redor do mundo. Estudos internacionais têm demonstrado que as técnicas compensatórias de drenagem são aplicáveis em diferentes extensões hidrográficas, trazendo benefícios significativos para as autoridades públicas e a população residente nessas áreas. Essas abordagens mostram que os efeitos danosos e transtornos ocasionados pelos eventos de inundação podem ser mitigados e, em um cenário ideal, até eliminados.

Considerações Finais

As medidas compensatórias de drenagem têm sido amplamente adotadas globalmente para lidar com os desafios do aumento do escoamento urbano e aprimorar a gestão das águas pluviais. Entre as práticas mais utilizadas estão as áreas verdes, que trazem benefícios como normalização do microclima e controle da água, e os pavimentos permeáveis, capazes de reduzir o escoamento superficial e recarregar o lençol freático. Telhados verdes e jardins de chuva também desempenham um papel importante na gestão do escoamento e na melhoria da qualidade da água.

A implementação desses dispositivos requer atenção e cuidados, como o manejo adequado da vegetação nos telhados verdes e a periodicidade na troca dos filtros dos jardins de chuva. No Brasil, as leis de drenagem sustentável estão em constante evolução, e pesquisas têm sido desenvolvidas para avaliar a eficiência dessas práticas em diferentes regiões, como as calçadas ecológicas em Goiânia e os revestimentos permeáveis em Blumenau. Esses estudos têm contribuído para a melhoria da drenagem urbana nas cidades, promovendo o desenvolvimento sustentável e a resiliência diante das mudanças climáticas.

Portanto, considerar a integração de sistemas de drenagem tradicionais com as técnicas compensatórias sustentáveis trata-se de uma abordagem promissora e plural para promover a sustentabilidade hídrica e a gestão eficiente das águas pluviais nos centros urbanos.

Agradecimentos

À Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) e a Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE) pela concessão da Bolsa de Fomento à Inovação (BFI) por meio do processo N° BFI-0177-3.01/23 para a primeira autora, apoio que viabilizou a realização deste estudo. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão das bolsas de doutorado, N° 88887.807916/2023-00, para o segundo autor, e de mestrado, N° 88887.806408/2023-00, para a terceira autora.

Referências Bibliográficas

Alcoforado, R. G.; Cirilo, J. A. 2001. Sistema de suporte à decisão para análise, previsão e controle de inundações. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 4, p. 133-153.

Almeida, A. P.; Liberalesso, T.; Silva, C. M.; Sousa, V. 2023. Combining green roofs and rainwater harvesting systems in university buildings under different climate conditions. Science of the Total Environment, v. 887, n. 1, p. 1-14.

Alves, P. B. R. 2017. Simulações de medidas compensatórias sustentáveis de drenagem: propostas em duas microbacias urbanas. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Campina Grande.

Baptista, V. S. G.; Coelho, V. H. R.; Bertrand, G. F.; Silva, G. B. L. da; Caicedo, N. O. L.; Montenegro, S. M. G. L.; Stefan, C.; Glass, J.; Heim, R.; Conrad, A.; Almeida, C. das N. 2023. Rooftop water harvesting for managed aquifer recharge and flood mitigation in tropical cities: towards a strategy of co-benefit evaluations in João Pessoa, northeast Brazil. Journal of Environmental Management, [S.L.], v. 342, p. 118034.

Burszta-Adamiak, E.; Biniak-Pieróg, M.; Dąbek, P. B.; Sternik, A. 2023. Rain Garden hydrological performance – Responses to real rainfall events. Science of the Total Environment, v. 887, n. 1, p. 1-11.

Gobatti, L.; Leite, B. C. C. 2023. Unmanaged vegetated roofs hydrological performance in subtropical areas: An investigation in São Paulo, Brazil. Science of the Total Environment, v. 874, n. 1, p. 1-11.

Goldenfum, J. A.; Tassi, R.; Meller, A.; Allasia, D. G.; Da, S. A. 2007. Challenges for the sustainable urban stormwater management in developing countries: from basic education to technical and institutional issues. In: Novatech 2007-6ème Conférence sur les techniques et stratégies durables pour la gestion des eaux urbaines par temps de pluie/Sixth International Conference on Sustainable Techniques and Strategies in Urban Water Management. GRAIE, Lyon, France.

Heidari, B.; Prideaux, V.; Jack, K.; Jaber, F. H. 2023. A planning framework to mitigate localized urban stormwater inlet flooding using distributed Green Stormwater Infrastructure at an urban scale: Case study of Dallas, Texas. Journal of Hydrology, v. 621, n. 1, p. 1-23.

Jinjin, G.; Xiaoqian, L.; Buyun, F.; Qiang, H.; Yuan, C. 2023. Study on Planning and Design of Blue-Green-Gray Transformation of Lakeside Cities to Deal with the Complex Urban Waterlogging Caused by Extreme Rainstorm. Land, v. 12, n. 2, p. 1-16.

Li, C.; Chen, I.; Li, H.; Miao, Z.; Yang, R.; Chu, L.; Mao, L. 2023. Effects of different types of plants on runoff reduction and suspended solids removal in rain gardens. Journal of Environmental Engineering and Landscape Management, v. 31, n. 2, p. 113-120.

Lopes, W. G. R.; Júnior, J. M. L.; Matos, K. C. 2020. Impactos do crescimento de áreas impermeáveis e o uso de medidas alternativas para a drenagem urbana. Research, Society and Development, v. 9, n. 9, p. e213997102-e213997102.

Montagna, T.; Vieira, R. 2019. Infraestrutura de mobilidade urbana e sua articulação com a drenagem sustentável. O reconhecimento da composição de seus revestimentos em um trecho da cidade de Blumenau/SC. Confins. Revue franco-brésilienne de géographie/Revista franco-brasileira de geografia, v. 43.

Palla, A.; Gnecco, I.; Labarbera, P. 2017. The impact of domestic rainwater harvesting systems in storm water runoff mitigation at the urban block scale. Journal of Environmental Management, v. 191, p. 297-305, 2017.

- Pirouz, B.; Palermo, S. A.; Becciu, G.; Sanfilippo, U.; Nejad, H. J.; Piro, P.; Turco, M. A. 2023. Novel Multipurpose Self-Irrigated Green Roof with Innovative Drainage Layer. *Hidrology*, v. 10, n. 57, p. 1-18.
- Saeedi, I.; Tabrizi, A. R. M.; Bahremand, A.; Salmanmahiny, A. 2023. Planning and optimization of green infrastructures for stormwater management: The case of Tehran West Bus Terminal. *Natural Resource Modeling*, v. e12378, n. 1, p. 1-23.
- Santos, L. D. P. S.; Cuba, R. M. F.; Sousa Leitão, V.; Neto, A. D. S. S. 2015. Análise da eficiência de calçadas ecológicas como sistema de drenagem sustentável nos centros urbanos: estudo de caso no Parque Flamboyant, Goiânia–Goiás. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, p. 837-849.
- Tassi, R.; Tassinari, L. C. S.; Piccilli, D. G. A.; Persch, C. G. 2014. Telhado verde: uma alternativa sustentável para a gestão de águas pluviais. *Ambiente Construído, Porto Alegre*, v. 14, n. 1, p. 139-154.
- Tucci, C. E. M. 1997. Água no meio urbano. *Águas Doces do Brasil: capital ecológico, uso e conservação*, v. 2, p. 475-508.
- Tucci, C. E. M. 2001. Gerenciamento da drenagem urbana. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 7, p. 5-27.
- Tucci, C. E. M. 2005. Gestão de águas pluviais urbanas. Programa de Modernização do Setor Saneamento, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, Ministério das Cidades, v. 1.
- Tucci, C. E. M. 2008. Gestão integrada das águas urbanas. *Revista de Gestão de Água da América Latina*, v. 5, p. 71-81.
- Wang, J.; Liu, J.; Yang, Z.; Mei, C.; Wang, H.; Zhang. 2023. Green infrastructure optimization considering spatial functional zoning in urban stormwater management. *Journal of Environmental Management*, v. 344, n. 1, p. 1-9

APROVECHAMIENTO DEL AGUA PLUVIAL EN HOSPITALES, A PARTIR DE SISTEMA DE DRENAJE SOSTENIBLE

¹Ing. Cindy Tatiana Riquelme Recalde, ²Ing. Jorge Luis Vera Agüero, ³Ing. Adriana Ruiz Díaz, ⁴Ing. Alfredo López

^{1,2,3,4}Universidad Nacional de Asunción, Facultad de ingeniería, Laboratorio de Recursos hídricos
e-mail: cindytatianariquelmerecalde@gmail.com, jorgevera100@hotmail.com, amruizdiaz@ing.una.py, arlopez@ing.una.py

Palabras clave: Cuenca Urbana; SUDS; Aprovechamiento de agua de lluvia; hospital

Resumen

Existe un constante avance de la impermeabilización del terreno en los centros urbanos. Cada vez son menos las áreas que son capaces de absorber el agua de lluvia, ya que las superficies filtrantes son reemplazadas por áreas impermeables o con muy poca capacidad filtrante. Esto tiene como consecuencia el aumento de la escorrentía, con todos los inconvenientes que ello genera. Los sistemas convencionales se ven sobrepasados por los eventos actuales. Es por ello, que surge la necesidad de implementar sistemas muchos más amigables con el ciclo natural del agua dentro de los centros urbanos. De este modo se pueden reducir las inundaciones en ciertas zonas de las ciudades debido a eventos de lluvia. Dichos sistemas propuestos son los Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible (SUDS). Como ventaja adicional, dichas soluciones, permiten el aprovechamiento del agua de lluvia.

El siguiente estudio tuvo como propósito estudiar la implementación de estos sistemas dentro del predio de un hospital ubicado en una cuenca urbana.

Se realizaron simulaciones de escenarios mediante modelos numéricos. se modeló un escenario inicial con el sistema de drenaje convencional existente en dicho lugar y luego un segundo escenario, donde se probaron algunas soluciones de drenaje sostenible. Además, se analizó la viabilidad de la captación y aprovechamiento del agua de lluvia dentro del hospital.

Se hicieron las comparaciones de los resultados analizando aspectos técnicos, económicos y socio-ambientales. Se hizo la comparación de los picos de los caudales, el tiempo en que se producen dichos picos, la velocidad, entre otros parámetros a la salida principal del sistema de drenaje del hospital. Se evaluó la cantidad de lluvia que se puede almacenar en años hidrológicos húmedos y secos, el posible uso de dicha agua de lluvia como agua corriente y el consecuente ahorro económico que pudiera tener el hospital. También, se realizaron evaluaciones sobre las posibles ventajas socio-ambientales que tienen los sistemas de drenaje sostenible sobre los sistemas convencionales.

Se pudo observar que además de las ventajas esperadas con los sistemas SUDS que reducen el pico de caudales y retrasa este, las velocidades a la salida del sistema se redujeron significativamente, y es posible almacenar agua de lluvia en cantidades para ser reutilizada.

Los análisis de calidad de agua demostraron, en base a los parámetros obtenidos y las normas vigentes, que es posible destinar el agua de lluvia almacenada a usos tales como riego de los jardines y limpieza sin necesitar de tratamientos previos. Como ventaja adicional, al lograr este aprovechamiento se logra un ahorro económico debido a la reducción del uso del agua corriente, siendo este ahorro notable a largo plazo que amortiza los costos del sistema SUDS a mediano plazo. También, con el uso de SUDS los caudales y velocidades dentro de los conductos y canales se reducen, lo que reduce las posibilidades de que el sistema de drenaje aguas abajo se vea superado ante eventos de lluvia fuerte. Los SUDS, respetan mejor el ciclo hidrológico y se enfocan en tratar de retener el agua en un principio, liberando el flujo más lentamente que los sistemas convencionales, de este modo también son sistemas que afectan mucho menos a las cuencas aguas abajo.

Introducción

La constante impermeabilización del terreno dentro del Campus de la Universidad Nacional de Asunción y alrededores con el correr del tiempo ha ido ganando terreno, trayendo como consecuencia un aumento en el pico de los caudales durante los eventos de lluvia. Todo este aumento en la impermeabilización del terreno y la construcción de nuevas edificaciones ha traído como consecuencia que dentro del predio del Hospital estudiado se formen zonas de encharcamientos durante las lluvias. Además, dada la inclinación natural del terreno donde se encuentra el Campus Universitario en dirección al arroyo San Lorenzo, la escorrentía producida que se ha incrementado con el tiempo trajo consigo problemas a las instalaciones del Campus que se encuentran cuenca abajo.

El siguiente trabajo cobra relevancia en un marco global donde son más frecuentes los casos de inundaciones y desbordamientos

de los sistemas de drenaje convencionales dentro de las ciudades. Además, con el creciente interés a nivel mundial de preservar o volver a recuperar los espacios naturales dentro de las ciudades, las soluciones de ingeniería que respetan al medio ambiente son las más promovidas. La constante concientización respecto al desarrollo de sistemas sustentables empuja a implementar sistemas alternativos a los convencionales y todas las investigaciones o experiencias relacionadas al tema serán el punto de partida para promover en un futuro políticas públicas que incentiven el desarrollo de dichos sistemas como una alternativa mucho más amigable con el medio ambiente.

Los objetivos principales de esta investigación fueron evaluar la viabilidad del aprovechamiento del agua de lluvia mediante el uso de SUDS dentro del predio del hospital; evaluar la posibilidad de destinar dicha agua recolectada en algunos posibles usos dentro del hospital; evaluar el impacto que tiene el uso de SUDS dentro del sistema de drenaje respecto a caudal, pico máximo, velocidad, entre otros parámetros.

Delimitación de cuencas y microcuencas

Para obtener las cuencas principales se utilizaron las curvas de nivel obtenidas a partir de un vuelo realizado con dron combinándolas con datos de topografía de la zona aledaña al predio del hospital para así tener un área mayor de referencias. Las curvas de nivel fueron procesadas utilizando herramientas de Sistema de Información Geográfica (SIG).

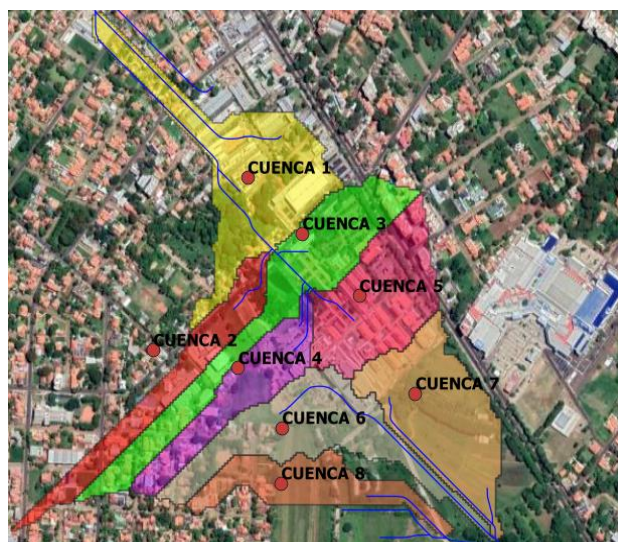


Figura 1: Cuencas principales. Delimitación de las cuencas principales del área de estudio.

Debido a que nos encontramos en cuencas urbanas, estas cuencas son posteriormente corregidas manualmente y divididas en subcuencas y microcuencas teniendo en cuenta las edificaciones existentes y que las calles internas actúan como divisores. Para ello se llevó a cabo un relevamiento topográfico de toda la zona, siendo una zona completamente urbanizada, ya que las cartas digitales no lo representan adecuadamente.

A través de un estudio minucioso, se determinaron las microcuencas, teniendo en cuenta las calles internas que actúan como canales, las edificaciones existentes y el sentido de escurrimiento de las aguas, además se consideró a los techos como microcuencas independientes.

Se realizó, como parte del trabajo de campo, el relevamiento de todos los sistemas de drenajes existentes, para ser representados posteriormente en el modelo de simulación del EPA SWMM.



Figura 2: Microcuencas. Delimitación de microcuencas en el área de estudio.

Lluvia de diseño

Puesto que nuestras cuencas de estudio son menores a 25 km², la duración de la lluvia de diseño (lluvia máxima) es igual al tiempo de concentración. El tiempo de concentración, se puede descomponer de dos sumandos: tiempo de escorrentía, y tiempo de recorrido.

$$T_c = T_E + T_R \quad (1)$$

Siendo:

T_c= Tiempo de concentración

T_E= Tiempo de escorrentía

T_R= Tiempo de recorrido

Se realizó el cálculo y la comparación de los tiempos de concentración por los métodos de Kirpich y DNOS, adoptando el mayor de ellos: 17 minutos.

Fórmula	TE	TR	TC
Kirpich	13,68	3,09	16,78
DNOS	13,04	3,09	16,13

Tabla 1: Tiempo de concentración. Comparación de los tiempos de concentración obtenidos.

Para el análisis de las intensidades de lluvia máximas se utilizan las curvas IDF de la ciudad de Asunción (Cuevas y Rolón, 2010).

La ecuación empleada para calcular las intensidades es la siguiente, siendo los valores de las constantes utilizadas las correspondientes a la zona de Asunción:

$$I = \frac{C \times T_r^n}{(t+d)^m} \quad (2)$$

Siendo:

I= Intensidad de lluvia

T_r= Tiempo de recurrencia (años)

t= tiempo de duración de la precipitación (min)

Y las constantes utilizadas:

C=2251.92

n=0.190355

d=28

m=0.876305

El hietograma obtenido para las lluvias máximas con un tiempo de retorno TR=25 años (tiempo de retorno para estructura de drenaje urbano, Ven Te Chow) y un tiempo de duración de lluvia de diseño de T=17 min se muestra a continuación.

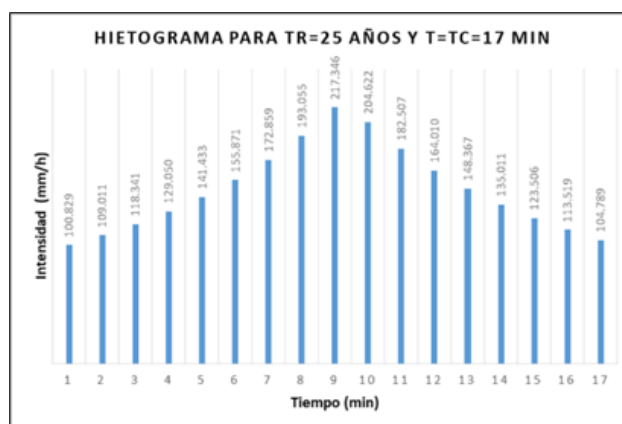


Figura 4: Hietograma. Hietograma para Tr=25 años y T=Tc=17min.

Años hidrológicos

Analizamos un año hidrológico seco y otro húmedo para evaluar la posibilidad de realizar un aprovechamiento del agua de lluvia para su uso dentro de las instalaciones del Hospital de Clínicas y además cuantificar las cantidades mínima y máxima de agua de lluvia que podrían ser aprovechadas.

AÑO HIDROLOGICO	PRECIPITACION TOTAL (mm)
sept 2009 - ago 2010	1255.7
sept 2010 - ago 2011	1443.1
sept 2011 - ago 2012	1221.1
sept 2012 - ago 2013	1316.3
sept 2013 - ago 2014	1648.4
sept 2014 - ago 2015	1986.5
sept 2015 - ago 2016	1634.5
sept 2016 - ago 2017	1293.6
sept 2017 - ago 2018	1419.9

Tabla 2: Año hidrológico. Comparación de los años hidrológicos más húmedo y seco.

Analizando las precipitaciones acumuladas año hidrológico seco que va desde septiembre del 2011 a agosto del 2012. Por otra parte, el año hidrológico húmedo es el que va desde septiembre del 2014 a agosto del 2015. Los registros de precipitación proveídos por la DINAC de los años hidrológicos seco y húmedo son representados como series de tiempo en el EPA SWMM y son utilizadas en la modelación para determinar las cantidades mínima y máxima de agua de lluvia que podrían ser aprovechadas para su uso en el Hospital.

Modelado de escenarios

En todas las cuencas consideradas se modelarán tres escenarios a ser estudiados:

Escenario 1: en este primer escenario se modelará la situación actual del Hospital respecto al sistema de drenaje pluvial existente. Mediante un análisis de este primer escenario se buscará determinar la eficiencia del sistema actual e identificar, si los hubiere, zonas problemáticas dentro del predio.

Escenario 2: en el escenario 2 se modelará una situación proyectada en la que se buscará la implementación de técnicas SUDS.

Escenario 3: en este escenario se modelará la situación actual del drenaje pluvial existente del Hospital de Clínicas más las técnicas SUDS implementadas en el Escenario 2, pero a contrario de este último, se analizarán las cantidades máximas y mínimas de agua de lluvia que se podrían aprovechar acumulándolas en un tanque. Finalmente se hará una comparación de los escenarios mencionados, con el propósito de determinar cuáles serían las ventajas y desventajas de aplicar las técnicas SUDS.

Análisis y resultados de la modelación. Escenarios 1 y 2

Los resultados que se obtienen con una lluvia máxima de $T_r=25$ años y una duración igual al tiempo de concentración $T_c=17$ min en los Escenarios 1 y 2 son los siguientes:

El volumen pico en la salida del sistema pasa de $57,04 \text{ m}^3$ (Escenario 1) a $53,49 \text{ m}^3$ (Escenario 2). Se reduce un 6,22%.

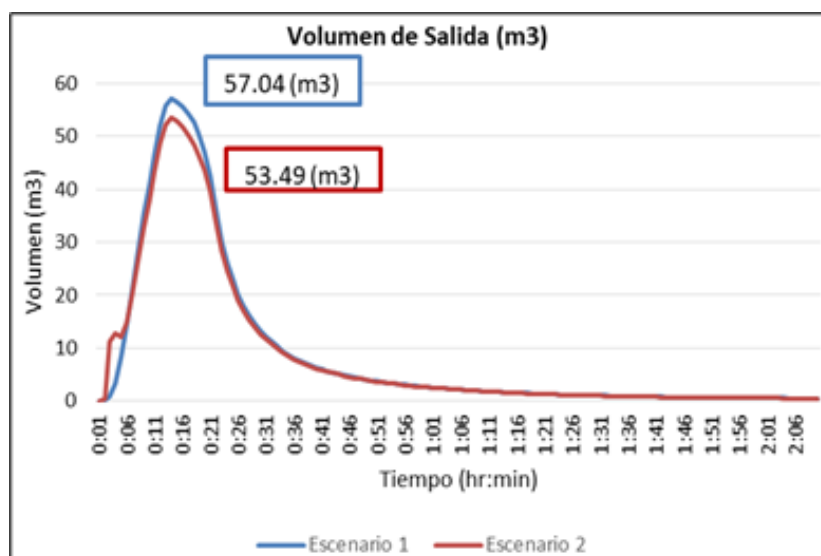


Figura 5: Volumen de salida. Comparación del volumen de salida.

Las capacidades máximas alcanzadas en los conductos de la línea principal disminuyen.

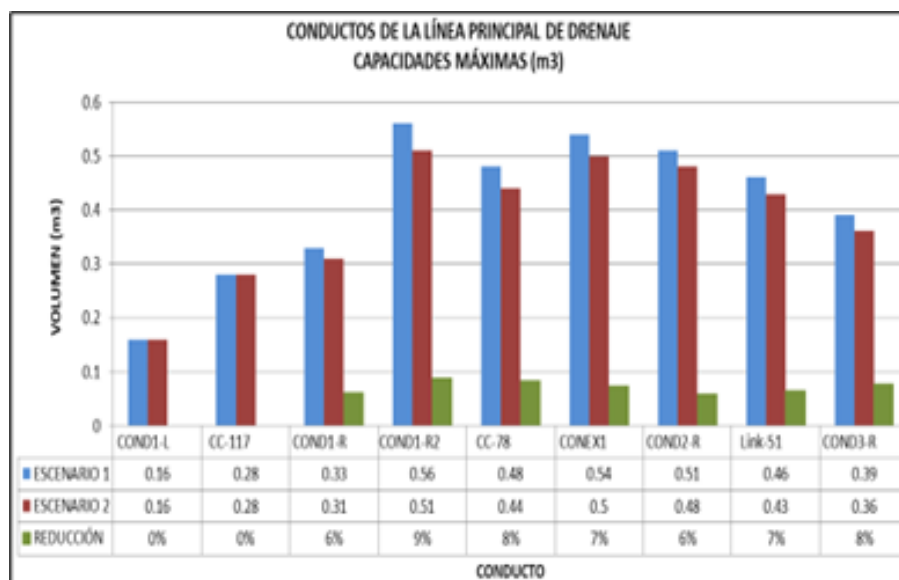


Figura 6: Capacidades en los conductos. Comparación de las capacidades máximas alcanzadas.

El caudal de salida del sistema es de 2,68 m³/s en el Escenario 1 y de 2,42 m³/s en el Escenario 2. De esta manera, se logra reducir un 10% en el Escenario 2.

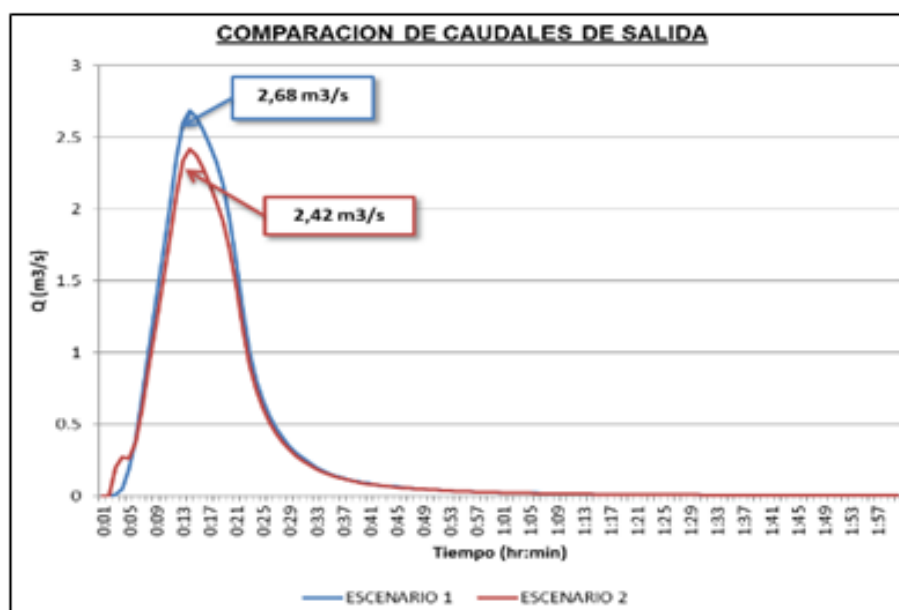


Figura 7: Caudales de salida. Comparación de los caudales de salida.

Resultados del escenario 3

El Escenario 3 consiste en la modelación de eventos extremos de lluvia, es decir, de un año hidrológico seco y un año hidrológico húmedo, de la situación actual del drenaje pluvial más los sistemas urbanos de drenaje sostenibles ya aplicados anteriormente en el Escenario 2. Para conocer las mínimas y máximas cantidades de agua de lluvia que podrían ser aprovechadas, fue necesario determinar primeramente los volúmenes de salida mensuales diarios del Hospital de Clínicas en cada año hidrológico mencionado anteriormente. Se compararon los volúmenes de agua requeridos mensuales diarios con los volúmenes de agua de lluvia que pueden ser almacenados en tanques de 50, 100, 150 y 200 m³ de volumen.

El Escenario 3 también propone, además, una disminución importante del caudal de salida del predio del Hospital de Clínicas, que, en épocas de lluvias máximas, ocasiona inconvenientes aguas abajo debido a la urbanización del terreno. Se compararon los volúmenes de salida mensuales con la aplicación de SUDS y las diferentes alternativas de tanques en un año hidrológico seco y un año hidrológico húmedo.

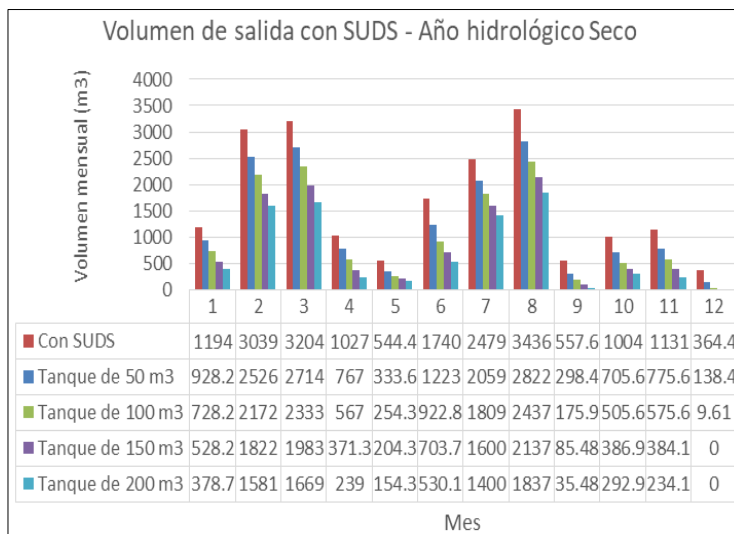


Figura 8: Volumen de Salida. Año hidrológico seco.

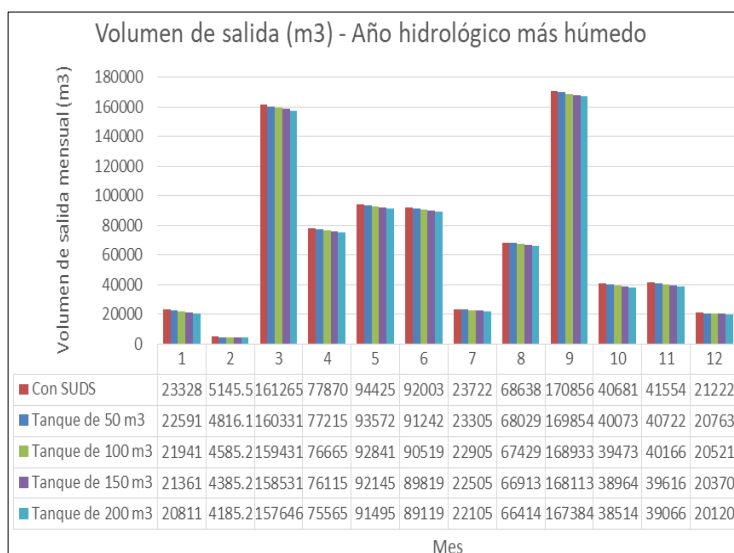


Figura 9: Volumen de Salida. Año hidrológico húmedo.

Los resultados de los gráficos y tablas anteriores:

-Los volúmenes máximos de salida de agua de lluvia del predio del Hospital de Clínicas en los años hidrológicos seco y húmedo son 3436.4 m³ y 70855.95 m³ respectivamente.

-Los volúmenes de salida en un año hidrológico seco, se podrá reducir 29.38% con un tanque de 50 m³, y en un año hidrológico húmedo, un 1.80%.

-Los volúmenes de salida en un año hidrológico seco, se podrá reducir 46.70% con un tanque de 100 m³, y en un año hidrológico húmedo, un 3.3%

-Los volúmenes de salida en un año hidrológico seco, se podrá reducir 58.77% con un tanque de 150 m³, y en un año hidrológico húmedo, un 4.5%.

-Los volúmenes de salida en un año hidrológico seco, se podrá reducir 67.99% con un tanque de 200 m³, y en un año hidrológico húmedo, un 5.97%

Viabilidad del uso de agua de lluvia

Los niveles de calidad exigidos al cuerpo de agua, deben estar de acuerdo con los usos que se pretende dar a los mismos. Resulta indispensable la evaluación correcta del agua, su calidad y sus usos, considerando los riesgos de contraer enfermedades, más aún dentro de un hospital, en donde el bienestar y la salud del ser humano es lo fundamental. Para saber el tipo de uso que se le podría dar al agua de lluvia que se recolectaría desde el tanque enterrado en el canal de salida adyacente al Campo Experimental de Ciencias Agrarias, es necesario conocer la calidad del agua que se captaría en el tanque. Para esto, se tomaron muestras de agua provenientes del canal de salida mencionado y posteriormente se les realizó análisis físico-químicos obteniendo los siguientes resultados:

Resultados de análisis físico - químicos		
Item	Unidad	Resultado
DQO	mg/L	72
DBO5	mg/L	6
pH		7,52
Conductividad		136,4
Sólidos Suspendidos	mg/L	8
Nitrato	mg/L	2,2
Nitrito	mg/L	0,0165
Coliformes totales (NMP)	NMP/100 mL	$2,4 \times 10^3$
Colif. Termo-tolerantes	NMP/100 mL	$4,3 \times 10^2$

Tabla 3: Análisis químico. Resultados de análisis químico del agua.

A partir de estos resultados y con la Resolución N° 222/02 de la Secretaría del Ambiente del Paraguay, se pudo clasificar a la muestra como aguas de Clase 3. Las aguas de la Clase 3 pueden ser destinadas según la resolución a: abastecimiento doméstico, después del tratamiento especial, irrigación arbórea, jardín y forrajearas y a recreación de contacto secundario

Red de regadío

Las exigencias para el uso de agua potable en los hospitales son muy exigentes, por ello el presente trabajo se enfocó en la reutilización para regadío.

El agua de lluvia será captada en un tanque enterrado de hormigón armado el cual se encuentra en el canal de salida de todo el desagüe pluvial del Hospital. Desde este tanque se bombeará el agua hasta otro tanque elevado dentro del predio del Hospital. Desde allí el agua se distribuirá por gravedad al predio.

Se plantean la red de distribución de la figura 9.

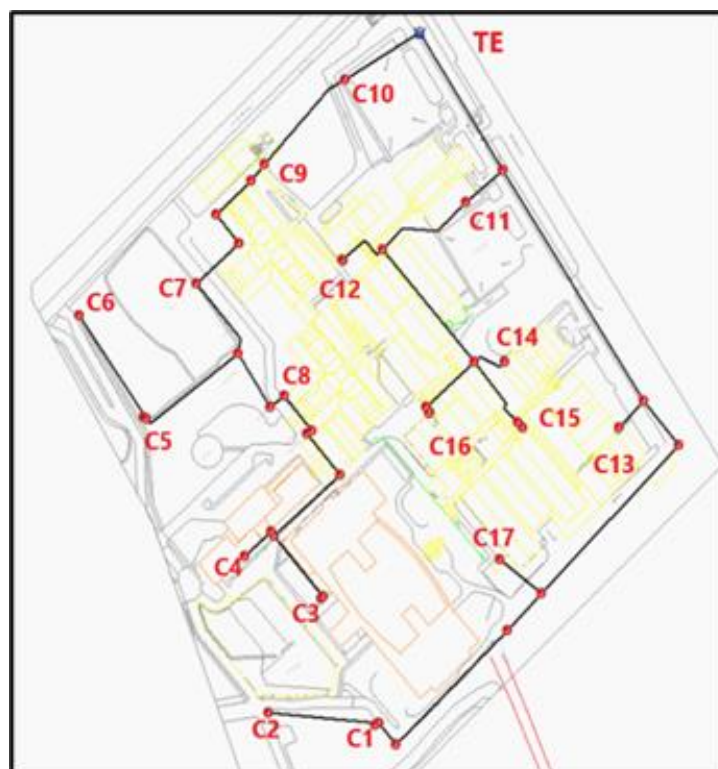


Figura 9: Red de regadío. Trazado de la red de regadío.

Para el cálculo se consideró, según la NP 66, un caudal mínimo requerido de 1,5 litros/día/m², además se considera que la presión mínima requerida es de 1 mca, según la NP 66.. Teniendo en cuenta esto, se calcula el consumo mínimo por día necesario para cada área verde.

Se empleó el software EPANET 2.2 para realizar la comprobación de la red. El software utiliza la fórmula de Hazen-William para calcular las pérdidas de carga. En la figura 10 puede observarse la distribución de presiones obtenida.

(esto para no impermeabilizar totalmente esa área y permitir la infiltración del agua en esas zonas) y además del tanque enterrado en la salida, pues con él se obtienen resultados más importantes en cuanto a reducción del caudal. Es importante aclarar que esto no logrará que se eliminen todas las zonas de encharcamiento en eventos extremos, pero mitigará posibles inundaciones aguas abajo.

Esta agua recolectada en el tanque enterrado incluso se podría utilizar en otras zonas del predio de la UNA, como el Campo Experimental de la Facultad de Ciencias Agrarias en donde se tiene una demanda de agua constante para riego de plantaciones.

Para el uso que se le desee dar, es importante realizar un estudio de los parámetros físico-químicos de agua de modo a evitar complicaciones.

Agradecimientos

Expresamos nuestro sincero agradecimiento a la Facultad de Ingeniería (FIUNA) de la Universidad Nacional de Asunción por su valioso respaldo en la realización de este artículo. Queremos destacar de manera especial la invaluable contribución de nuestros distinguidos profesores MSc. Ing. Alfredo López y Msc. Ing. Adriana Ruiz Díaz, quienes nos motivaron activamente a participar en esta conferencia y en programas educativos internacionales, ampliando así nuestro horizonte académico y fortaleciendo nuestra formación integral.

Referencias bibliográficas

- Castro Fresno, D., & Rodríguez Bayón, J., & Rodríguez Hernández, J., & Ballester Muñoz, F. 2005. Sistemas urbanos de drenaje sostenible (SUDS). *Interciencia*, 30 (5), 255-260.
- Woods-Ballard, B., Wilson, S., Udale-Clarke, H., Illman, S., Scott, T., Ashley, R., & Kellagher, R. 2015. C753 The SuDS manual. Construction Industry Research and Information Association, London
- Huber, J. 2010. *Low Impact Development: a design manual for urban areas*. Arkansas: Fayetteville.
- Jaume, A. T. 2017. Gestión de las aguas pluviales en entornos urbanos mediante técnicas de Drenaje Sostenible. *Journal of Engineering and Technology*, 5(2), 26-40.
- Georgia Stormwater Management Manual, Vol. 2 (GSMM) 2016. Atlanta Regional Commission, Atlanta, GA, USA.
- Méndez, L., Juan, A., Hernández González, A., Garrido Monagas, M., & Andalia Gilbert, A. I. 2013. Captación de lluvia con pluviógrafos de cubeta y su postprocesamiento. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 34(2), 73-87.
- Témez Peláez, J. R. 1978. Cálculo hidrometeorológico de caudales máximos en pequeñas cuencas naturales. Centro de Estudios Hidrográficos. CEDEX. Madrid.
- Pizarro, R., Sangüesa, C., & Martínez, E. 2003. MÓDULO 2 CURVAS INTENSIDAD DURACIÓN FRECUENCIA. Sociedad Estándares de Ingeniería para Aguas y Suelos LTDA.
- Cahuana, A., & Yugar, W. 2009. Material de Apoyo Didáctico para la Enseñanza y Aprendizaje de la Asignatura de Hidrología CIV-233. Universidad San Simón, Bolivia
- Perales Momparler, Sara. Mayo, 2019. Curso-Seminario en Sistemas de Drenaje Sostenible (SUDS). Facultad de Ingeniería de la UBA. Buenos Aires.
- SWMM, E. 2005. Modelo de gestión de aguas pluviales 5.0 Ve. Manual de usuario. Traducción al español por el grupo multidisciplinar de modelización de fluidos.
- Aplicada, H. 1994. Ven Te Chow. D Maldment y L Mays.
- Osorio, M., & Valdez, T. 2018. Aplicación de Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenibles (S.U.D.S) en la cuenca vertiente a la FIUNA, Campus de la UNA, en base a Modelación Matemática con el EPA SWMM (tesis de grado). Universidad Nacional de Asunción, San Lorenzo, Paraguay.
- Organización Meteorológica Mundial. 2011. Guía de prácticas hidrológicas. Volumen II. Gestión de recursos hídricos y aplicación de prácticas hidrológicas.
- Del Ángel Gonzales, M., & Domínguez Mora, R. Ecuaciones universales ajustadas para el cálculo de lluvias máximas de corta duración. In XXVII Congreso Latinoamericano de Hidráulica Lima, Perú.

Pereyra-Díaz, D., Ochoa-Martínez, C. A., & Pérez-Sesma, J. A. A. 2005. Ecuaciones de lluvia intensa generalizada para obtener precipitaciones máximas de corta duración. GEOS, Bulletin of Mexican Geophysical Union, 25(2).

Farías, M., & Ruiz, M. (2018). Determinación de ecuación Intensidad-Duración-Frecuencia en presencia de ENSO y Niño Costero. Caso: ciudad de Piura. Latin American and Caribbean Consortium of Engineering Institutions.

FONTANEDA, L. Á. S., HERNÁNDEZ, J. R., & FRESNO, D. C. DISEÑO Y CONSTRUCCIÓN DE SISTEMAS URBANOS DE DRENAJE SOSTENIBLE (SUDS).

Sánchez Buitrago, M. D. P. 2018. Estimación de la huella hídrica en los procesos generados en el funcionamiento de la Clínica del Occidente, Bogotá y formulación de alternativas de mejora para el uso del agua.

Council, M. A. P. 2016. Massachusetts Low Impact Development Toolkit. Accessed February, 5.

Rossmann, L. A., & Huber, W. C. 2016. Storm water management model reference manual volume III–water quality. US

Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, National Risk Management Laboratory, Cincinnati, OH, 45268.

LITERATURE REVIEW AND UNDERGRADUATE STUDENT PERCEPTION OF FLOOD RISK AND SEDIMENT MANAGEMENT AS URBAN DESIGN AND PLANNING PRACTICES: A TWO-LANE ROAD NEEDED FOR THE STORMWATER SOCIOENVIRONMENTAL NEXUS

1José Anderson do Nascimento Batista

1Universidade Estadual de Campinas, e-mail: nbatista@unicamp.br

Keywords: stormwater, sediments, sustainability

Abstract

Urbanization impacts include flood and sediment pollution worldwide. Flood risk and sediment management have been argued in the literature previously to compensate such impacts additionally to the urban development, while lately to be incorporated in the urban design and planning as resilience practices to the population and the environment. Hence, this work finds, by means of a systematic literature search, urban design and planning practices for flood or sediment issues or both, and for flood or sediment opportunities, like rainwater diversion and sediment reuse. Further, literature content has been compared to perceptions of a class of Architecture and Urbanism undergraduate program. Flood risk and sediment management attributes of urban design and planning practice have been described according to major practice features, like purpose, domain, demand, and phenomenon to obtain search terms launched into a bibliographic database. Amongst 545 results, 101 studies have been validated by the interpretation of their abstracts. Stormwater management techniques, landscaping and population awareness and housing and risk contingency have been adopted as common urbanization practices to match common flood demands and possible opportunities in literature, like pollution, health, damages, flood opportunities and sediment opportunities. Thus, 80 studies fitted some of the possible practice-demand matches. Such combinations result in stormwater management techniques as the most studied urban design and planning practice for sediment and flood risk demands and flood opportunities, while river restoration is approached in one only study, that can be used as a measure of what types of flood management practices are most current. Studies can already be found approaching harnessing strategies for flood storage while no sediment waste sustainable management is found yet. A class of undergraduate Architecture and Urbanism program were asked about their trust in existing and hypothetical stormwater detention practices, to score in a single ruler of more losses to more gains to the population. After flood vulnerable area were given, students also had to argue about four intervention practices and two educative practices to adopt in a flood risk management virtual project. For two detention practices, students showed higher scores to detention ponds than to detention tanks, but scores more sensitives to scenarios to detention tanks. Otherwise, students choose detention ponds less often than tanks, which were also not favored by students amongst the intervention practices given in contrast to the literature's preference. Finally, despite flood harmless effects are already being considered, there is a lack of studies of urbanism approaches both sediment yield prevention and technologies for sediment waste use in construction materials.

Introduction

Urban development has established itself both as a source of hydrologic impacts, that amplifies flood peak and volume, and as a nonpoint source of pollution, that is partly accumulated in sediments. The utilization of stormwater management techniques has increased worldwide as mitigation measures for the flood impacts of urban development. Otherwise, stormwater management have been pointed in literature to be needed as an urban development practice that allows sustainability and resilience to floods all over the urban watersheds (Ahamed, 2017; Asibey et al., 2022; Carvalho et al., 2022; Cousins, 2018; Ebissa & Desta, 2022; Liao et al., 2016; Stoycheva & Geneletti, 2023). However, the stormwater and the population usually repel each other and often share spaces harmless all over the traffic and, less often, the buildings (Hellman, 2015; Liao et al., 2016; K. Yu et al., 2008). Meanwhile, the perception of the population and the land occupation also respond issues and management gradually with time (Badura et al., 2021; Barrera et al., 2006; O'Neill, 2018; Pistón et al., 2022; Sharma et al., 2016; Zamanifard et al., 2021). Hence, nonstructural measures of mitigation and restoration are needed to increase population perception of risk reduction (Balsells et al., 2015; Gaisie & Cobbinah, 2023; Liao et al., 2016; Park & Won, 2019; Wahab & Falola, 2017). Sediment sources to the stormwater are found both in urban and rural areas, that contributes to the urban dry deposition of sediments (Yarmoshenko et al., 2020). While stormwater management techniques trap sediments, urban cleaning also collects road deposited sediments that are, both sources of environmental pollution, wastes and contamination risk. Recently, studies have been performed to search for evidences of environmental pollutants on sediments, their impacts on environment and health of the population and how urban activities contribute with sediment pollution in order it can be prevented by urban design and planning practices (Sharley et al., 2017; Srishantha & Rathnayake, 2017; Yarmoshenko et al., 2020; Zhang et al., 2022). However, progresses are still needed to engage population with such practices in order they are proved sustainable (Zamanifard et al., 2021).

Hypotheses have been formulated to lead the focus of this work to find in literature urban design and planning practices for flood issues, sediment issues or both, and for flood or sediment opportunities, like rainwater diversion and sediment reuse. How urban design or planning addresses flood or sediment issues? How effective are they? Does urban design or planning address simultaneous sediment and flood management? What practices are used? Are there also sediment or flood opportunities in urban environments? What are they? How should they look like? Are there urban design or planning for sediment or flood opportunities? How should they look like? Further, literature results have been compared to perceptions of a class of Architecture and Urbanism undergraduate program.

Literature review

Method of the literature survey

This literature review consists in a methodical survey of scholarly literature that aims both to establish the state-of-the-art and to contribute to it with finding what is trending, fading and lacunes on flood risk and sediment management in urban design and planning. Such literature compilation update is a constant and global effort reassesses research routes and helps disclosing scholarly research to the public (Enu et al., 2023; Mensah & Ahadzie, 2020; Quagliolo et al., 2022; Stoycheva & Geneletti, 2023).

This method of survey is formulated such that attributes of urban design and planning systems are set according to system features, which establish the search domain. Then, search terms are defined by system attributes, according to four system features that name columns in Table 1. Since such features are independent, one attribute can be set according one feature without losing any meaning after another attribute is set to another feature. Hence, each attribute allows a number of other attributes to be set to another feature in order either to refine or to diversify a system description. Strikethrough terms in Table 1 was once considered for this survey but have been removed because either they do not add significant number of articles or have itself a demanding number of articles. The resting terms covers a system with either urban design or urban planning purpose. Urban landscape and urban land use are handled as synonyms. Sediments, soil loss and flood are handled as three occasionally alternative demands of the system. Although properties and phenomena were once considered for this survey, their blanked fields mean any attribute is allowed. No model, simulation or numerical work is allowed. The stars at the end of terms means that term is truncated.

Queries are structured with search terms so that features (columns) are all needed while feature attributes (lines) are optional for the search domain. The bibliographic database was randomly selected to be Scopus, amongst Taylor and Francis, Scopus, Spring and Web of Science, so such search terms are launched in the search tool according to the proper query syntax. The search is limited to only abstracts of journals only and only in English, to bind international texts to attributes in the Table 1.

Table 1: Urban design and planning system description attributes used as search terms

Purpose	Domain	Demand	Property or phenomenon
urban design	peri-urban	sediment	transport
urban planning	urban landscape	soil loss	deposit*
urban development	urban land use	flood*	
		harvest*, harness*, diversion, resource, reuse	

Literature survey

As shown in Table 2 and 3, the system attributes are presented to be independents. The literal results of the urban design or urban planning purposes with any domains sum 190 results while the total search domain is 188 for the sediment or soil loss demand (Table 2). While sediment or soil loss demands proved little fruitful for urban design or urban planning purposes and urban landscape or urban land use domains, flood related demands showed far more fruitful (Table 3). Again, little superposition is present over results of the urban design or urban planning purposes with any domains that sum 545 results while the total search domain is 520 for the flood related demand. Remarkably, a little superposition is present between the flood related demands and the sediment or soil loss ones, as querying the common intersection of the total search domain for sediment issues and the total search domain for flood issues, which returns 3 direct results that mention floods (Cui et al., 2019; Sharley et al., 2017; Srishantha & Rathnayake, 2017) out of 8 results for sediment issues and out of 96 for flood issues.

Both kinds of demand (sediment related and flood related) show literal search are more effective for urban design purposes, with higher validated results with respect to their total results. The urban planning purposes and general purposes urban landscape or urban land use studies have notable lower search effectivity. Moreover, urban planning concentrates most of results of flood related demands. In general ways, studies found urban design practices (Abdulkareem & Elkadi, 2018; Arora et al., 2023; Madonsela et al., 2019; Puchol-Salort et al., 2021) and urban planning (Guillier, 2017; Hurlimann et al., 2021; Idowu & Zhou, 2023; Park et al., 2021; Mguni et al., 2016; Moghadas et al., 2019; Mojisola Olanrewaju et al., 2017; Munpa et al., 2022; Pacetti et al., 2022; Park et al., 2021; Park & Won, 2019; Quagliolo et al., 2022; Rodríguez-Gaviria et al., 2019; Storch & Downes, 2011; Ye et al., 2021; S. Yu et al., 2023) and general purpose landscape and land use results (Buldakova et al., 2016; Green et al., 2021; Hoang & Fenner, 2016; O'Neill, 2018; Roder et al., 2019; Zehra et al., 2019) affect resilience constantly over time and variedly over space, so constant reassessment and practice update are needed. Conceptual and political

frameworks are included for urban planning (Carvalho et al., 2022; Cousins, 2018; Fekete, 2019; Lara et al., 2021; Nie, 2016; Ríos & González, 2021; Schuch et al., 2017) and general purposes landscape and land use studies (Padawangi & Douglass, 2015). Notable case studies are cited as the global set of weather events in 2011, resilience plans of Australia, Holand, Belem (Brazil), New Orleans (USA) and Tunja (Colombia), river restoration in Concepción in Chile, river bank revitalization of Cincinnati (USA) and Ferrara (Italy), Spain urban development, Ghana and Nigeria political frameworks in urban design (Al, 2022; Álvez et al., 2022; Arora et al., 2023; Fior, 2022; Kuller et al., 2018; Neville & Coats, 2009; Palazzo & Wang, 2022; Radcliffe et al., 2017; K. Yu et al., 2008) and urban planning (Amoako et al., 2019; Asibey et al., 2022; Berga, 2017; Caro-Camargo & Gil-Alvarado, 2021; Echendu & Georgeou, 2021; Franco et al., 2018; Gaisie & Cobbinah, 2023; Jiménez, 2017; Kozłowski & Yusof, 2016; Li et al., 2019; Mensah & Ahadzie, 2020; Pacetti et al., 2022; Pérez-Morales et al., 2016; Runhaar et al., 2012; Szlafsztein & de Araújo, 2021; Wahab & Ojelowo, 2018; S. Yu et al., 2023).

Table 2: Queries, number of results for the literal search and number of results for the interpreted search for sediment and soil loss, as demands of urban design or urban planning

Query	Total	Validated
ABS ("urban design" sediment OR "soil loss" AND NOT model* AND NOT simul* AND NOT numerical)	10	5
ABS ("urban planning" sediment OR "soil loss" AND NOT model* AND NOT simul* AND NOT numerical)	35	2
ABS ("urban landscape" OR "urban land use" sediment OR "soil loss" AND NOT model* AND NOT simul* AND NOT numerical)	145	1
ABS ("urban landscape" OR "urban land use" OR "urban design" OR "urban planning" sediment OR "soil loss" AND NOT model* AND NOT simul* AND NOT numerical)	188	8

Combinatory analysis between demands and urban design and planning

To investigate the hypothesis of useful urban design or planning practices for flood or sediment management, such practices have been set here as common sets of flood management practices: i) stormwater management, ii) landscaping and awareness and iii) housing and contingency urban design and planning practices respectively. Likewise, flood risk and sediment management demands have been set as common sets of problems sensitive to floods and sediments: i) pollution, ii) health, iii) flood damage, iv) flood opportunity or resources and v) sediment waste management. Hence, a total number of 80 studies remained amongst the validated ones. The systematic combinations of demands and practices have been undertaken to the studies obtained here, to find how sediment management is performed by urban design and planning according to such combinations (Table 4) and how flood management is performed according to the same combinations (Table 5 – 7). Citations all over such combinations point stormwater management the most studied urban design and planning practice for sediment and flood risk demands and flood opportunities (Table 5 – 7). River restoration is approached in one of the studies only (Álvez et al., 2022).

Literature shows studies of urban design and planning practices for sediment management are concentrated in the sediment pollution issues, its accumulation, maintenance, and potential sources; population is aware mostly wetlands as beneficial for flood management too even though awareness has been less studied yet as in Table 4 (Irvine et al., 2022; Rashetnia et al., 2022; Sharley et al., 2017; Srishantha & Rathnayake, 2017; Zamanifard et al., 2021; Zhang et al., 2022). Studies can also be found on sediment impact on respiratory health (Yarmoshenko et al., 2020) and need of housing restoration (Cui et al., 2019).

The studies of stormwater management focused on flood pollution has been found for urban design as in Table 5 (Ahammed, 2017; Radcliffe et al., 2017) and general purposes studies on urban landscape and land use as in Table 7 (Ebissa & Desta, 2022), while population awareness of pollution is focused only in urban planning studies as in Table 6 (Nahrin, 2020), although, which, comparing to its presence amongst sediment management literature, its presence is inexpressive amongst flood management studies. Population unawareness usually potentialize housing vulnerability, which has been even less studied with respect to landscaping and awareness, for flood risks demands for urban design and planning, as shown in Table 6 (McFarlane, 2012; Mojisola Olanrewaju et al., 2017; Park & Won, 2019; Shan et al., 2019; Wahab & Falola, 2017; Wahab & Ojelowo, 2018). Although the number of health demands in Table 6 is also inexpressive, like in studies of sediment management, health issues originated in floods that share respiratory problems with deposited sediments, also include heart problems and mental illness (Nurhasana & Hartono, 2021). Landscaping and awareness are often across all urban flood management studies as in Table 5 (Balsells et al., 2015; Liao et al., 2016; Madonsela et al., 2019; Neville & Coats, 2009; Puchol-Salort et al., 2021; Sharma et al., 2016; Silva & Costa, 2018) as in Table 6 (Amoako et al., 2019; Asibey et al., 2022; Caro-Camargo & Gil-Alvarado, 2021; Cui et al., 2019; Echendu & Georgeou, 2021; Gaisie & Cobbinah, 2023; Hellman, 2015; Meyer et al., 2018; Mojisola Olanrewaju et al., 2017; Munpa et al., 2022; Nurhasana & Hartono, 2021; Saadi et al., 2018; Szlafsztein & de Araújo, 2021; Wahab & Falola, 2017; Yumagulova & Vertinsky, 2019) and Table 7 (Drosou et al., 2019; O'Neill, 2018; Roder et al., 2019; Zehra et al., 2019).

Flood management studies on urban design, urban planning and general purposes urban landscape or urban land use are concentrated in handling flood damages as in Table 5 (Abdulkareem & Elkadi, 2018; Ahammed, 2017; Álvez et al., 2022; Asad et al., 2022; Balsells et al., 2015; Deatrck, 2015; Gunasekara et al., 2018; Krishnan et al., 2019; Kuller et al., 2018;

Lennon et al., 2014; Liao et al., 2016; Madonsela et al., 2019; Mottaghi et al., 2016; Radcliffe et al., 2017; Rode et al., 2018; Rodrigues & Antunes, 2021; Rodríguez et al., 2014; Sharma et al., 2016; Siekmann & Siekmann, 2015; Silva & Costa, 2018; Srishantha & Rathnayake, 2017) in Table 6 (Asibey et al., 2022; Berga, 2017; Carvalho et al., 2022; Chen et al., 2021; Cousins, 2018; Enu et al., 2023; Gaisie & Cobbinah, 2023; Godschalk et al., 2003; Horn & Elagib, 2018; Hurlimann et al., 2021; Idowu & Zhou, 2023; Jayawardena & Van Roon, 2017; Jiménez, 2017; Li et al., 2019; Mannucci et al., 2022; Meyer et al., 2018; Mguni et al., 2016; Moghadas et al., 2019; Møller-Jensen et al., 2023; Pacetti et al., 2022; Park et al., 2021; Pérez-Morales et al., 2016; Runhaar et al., 2012; Schuch et al., 2017; Stoycheva & Geneletti, 2023; van Herk et al., 2011; S. Yu et al., 2023) and in Table 7 (Chan et al., 2018; Drosou et al., 2019; Ebissa & Desta, 2022; Hoang & Fenner, 2016; Sharley et al., 2017; Stefanakis, 2019) respectively.

Table 3: Queries, number of results for the literal search and number of results for the interpreted search for flood related demands of urban design or urban planning and all the system features inclusive

Query	Total	Validated
ABS ("urban design" flood* AND NOT sediment AND NOT "soil loss" AND NOT model* AND NOT simul* AND NOT numerical)	73	28
ABS ("urban planning" flood* AND NOT sediment AND NOT "soil loss" AND NOT model* AND NOT simul* AND NOT numerical)	309	56
ABS ("urban landscape" OR "urban land use" flood* AND NOT sediment AND NOT "soil loss" AND NOT model* AND NOT simul* AND NOT numerical)	163	12
ABS ("urban landscape" OR "urban land use" OR "urban design" OR "urban planning" flood* AND NOT sediment AND NOT "soil loss" AND NOT model* AND NOT simul* AND NOT numerical)	520	96
ABS ("urban landscape" OR "urban land use" OR "urban design" OR "urban planning" flood* AND (sediment OR "soil loss") AND NOT model* AND NOT simul* AND NOT numerical)	25	3

Table 4 – Urban design and planning and sediment management

Demands / Design and planning practices	Stormwater management	Landscaping and awareness	Housing and contingency
Pollution	6	2	-
Health	-	1	-
Flood damage	2	-	1
Flood opportunity or resources	-	-	-
Sediment waste management	-	-	-

Opportunities are showed scarce amongst flood risks and sediment contamination. Studies already can be found approaching harnessing strategies for flood storage amongst flood demanding urban design and planning research (Ahammed, 2017; Arora et al., 2023; Radcliffe et al., 2017; Rodrigues & Antunes, 2021). However, as long as no sediment waste sustainable management is found amongst sediment demanding studies, none is found as a means for flood risk management too.

Studies in great part address demands of flood risk management independently of one another, that suggests flood risk demands are not being addressed in a comprehensive, but in independent ways. The most comprehensive studies in literature address simultaneously pollution, flood damage and flood opportunities, all concentrated in stormwater management techniques (Ahammed, 2017; Radcliffe et al., 2017; Srishantha & Rathnayake, 2017).

Undergraduate student's perception of flood risk and sediment management

Method of perception survey

Flood risk and sediment management is part of the Urban Hydrology course in the Architecture and Urbanism undergraduate program in the State University of Campinas in Brazil. First, one of the classes of 32 students was invited to report flood memories either from their own or from thirties, either in the traffic or in the house, to assess their previous perception and to introduce them the perception need for flood and sediment risks. Next, after basic hydrology variables were defined, detention ponding and tanking were presented, and students' perception were collected by scoring 1 – 6 how they trust in existing and hypothetical detention practices, according to a ruler of losses through gains to the population. Then, after students' perception were collected and shared in class, 6 teams of students (one of them remained with 2 members) elaborated interventional and educational virtual projects to flood vulnerable areas, including risk areas, choosing among 6 practices, divided into 4-fold interventional and 2-fold educational practices: i) detention ponds, ii) detention tanks, iii) land regularization and iv) contingency plan as interventional, and v) landscaping and vi) environmental education as educational.

Table 5: Urban design and flood risk management

Demands / Design practices	Stormwater management	Landscaping and awareness	Housing and contingency
Pollution	2	-	-
Health	-	-	-
Flood damage	21	7	-
Flood opportunity or resources	4	-	-
Sediment waste management	-	-	-

Table 6: Urban planning and flood risk management

Demands / Planning practices	Stormwater management	Landscaping and awareness	Housing and contingency
Pollution	-	1	-
Health	-	1	-
Flood damage	27	15	6
Flood opportunity or resources	-	-	-
Sediment waste management	-	-	-

Table 7: General purposes urban landscape and land use studies and flood risk management

Demands / General purpose studies	Stormwater management	Landscaping and awareness	Housing and contingency
Pollution	1	-	-
Health	-	-	-
Flood damage	6	4	-
Flood opportunity or resources	-	-	-
Sediment waste management	-	-	-

Results of the perception of flood risk and sediment management

Two students in the sample of 32 students reported flood memories (2/32) that made class talk on flood's possible problems and solutions. Next, with maxim score 6, perception survey showed students trust in existing detention pond practices with average score 4.44, while the idea of possibly cleaner if not more costly ponds scored average 4.18. Trust in the idea of possible detention tanks into urban open spaces with same walking areas scored average 4.12, while with less access to people scored average 3.77. The students reported flood memories adopted those flood areas as target to be benefit and originated 2 teams. The remaining teams proposed risk areas indicated in public databases. Students revealed (Table 8) none of the 6 mentioned practices was unanimous for them. The perception of trust in detention ponds was not kept in the projects, that was chose in only one of the six teams. The remaining practices showed equivalent preferences among students.

Table 8: Practice choices among six student teams among six interventional

Detention Pond	1/6	Land regularization	2/6	Landscaping	3/6
Detention Tank	3/6	Contingency plan	3/6	Environmental education	3/6

Final considerations

Urban design and planning address sediment and flood issues mostly by stormwater management techniques, while a sample of architecture and urbanism students showed no favorite practices, even detention tanks are rather preferred to ponds. Urban development constantly and heterogeneously affects resilience, so resilience assessment is still difficult while the urban development practices need constant supervision for resilience. Although there is a little intersection between sediment and flood management, studies on contributions of urban design and planning to sediment concentrates in pollution issues, especially in wetlands, that implicates on stormwater diversion and respiratory problems.

Despite stormwater diversion has been reported amongst flood opportunities, no sediment waste prevention or recycling has been found. Circular economy demands and lack of study in this field evidence both an opportunity for new urban design and planning studies on sediment yield prevention and for technological studies for such waste use in construction materials.

Acknowledges

This work is resulting of constant dialogues of innovation and fundamentals in the Architecture and Urbanism undergraduate program and in the Water Resources Department at the School of Civil Engineering, Architecture and Urbanism of the State University of Campinas.

References

1. Abdulkareem, M., & Elkadi, H. (2018). From engineering to evolutionary, an overarching approach in identifying the resilience of urban design to flood. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, 28, 176–190. <https://doi.org/10.1016/j.ijdr.2018.02.009>
2. Ahammed, F. (2017). A review of water-sensitive urban design technologies and practices for sustainable stormwater management. *Sustainable Water Resources Management*, 3(3), 269–282. <https://doi.org/10.1007/s40899-017-0093-8>
3. Al, S. (2022). Multi-functional urban design approaches to manage floods: examples from Dutch cities. *Journal of Urban Design*, 27(2), 270–278. <https://doi.org/10.1080/13574809.2021.1977112>
4. Álvez, A., Espinosa, P., Castillo, R., Iglesias, K., & Bañales-Seguel, C. (2022). An Urgent Dialogue between Urban Design and Regulatory Framework for Urban Rivers: The Case of the Andalién River in Chile. *Water (Switzerland)*, 14(21). <https://doi.org/10.3390/w14213444>
5. Amoako, C., Cobbinah, P. B., & Mensah Darkwah, R. (2019). Complex twist of fate: The geopolitics¹ of flood management regimes in Accra, Ghana. *Cities*, 89, 209–217. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2019.02.006>
6. Arora, M., Chopra, I., Nguyen, M. H., Fernando, P., Burns, M. J., & Fletcher, T. D. (2023). Flood Mitigation Performance of Permeable Pavements in an Urbanised Catchment in Melbourne, Australia (Elizabeth Street Catchment): Case Study. *Water (Switzerland)*, 15(3). <https://doi.org/10.3390/w15030562>
7. Asad, R., Ahmed, I., Vaughan, J., & von Meding, J. (2022). Traditional water knowledge: challenges and opportunities to build resilience to urban floods. *International Journal of Disaster Resilience in the Built Environment*, 13(1), 1–13. <https://doi.org/10.1108/IJDRBE-08-2020-0091>
8. Asibey, M. O., Mintah, F., Adutwum, I. O., Wireko-Gyebi, R. S., Tagnan, J. N., Yevugah, L. L., Agyeman, K. O., & Abdul-Salam, A. J. (2022). Beyond rhetoric: urban planning-climate change resilience conundrum in Accra, Ghana. *Cities*, 131. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2022.103950>
9. Badura, T., Krkoška Lorencová, E., Ferrini, S., & Vačkářová, D. (2021). Public support for urban climate adaptation policy through nature-based solutions in Prague. *Landscape and Urban Planning*, 215. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104215>
10. Balsells, M., Barroca, B., Becue, V., & Serre, D. (2015). Making urban flood resilience more operational: Current practice. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers: Water Management*, 168(2), 57–65. <https://doi.org/10.1680/wama.14.00051>
11. Barrera, A., Llasat, M. C., & Barriendos, M. (2006). Estimation of extreme flash flood evolution in Barcelona County from 1351 to 2005. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 6(4), 505–518. <https://doi.org/10.5194/nhess-6-505-2006>
12. Berga, L. (2017). Territorial resilience to floods | Resiliencia territorial frente a las inundaciones. *Revista de Obras Publicas*, 164(3587), 74–81.
13. Buldakova, E. V., Zaikanov, V. G., & Minakova, T. B. (2016). Assessing area vulnerability to natural hazards: Case study of floods. *Water Resources*, 43(7), 998–1003. <https://doi.org/10.1134/S0097807816070022>
14. Caro-Camargo, C. A., & Gil-Alvarado, L. (2021). Flood risk management contributions in localized areas. Case study: Tunja, Colombia. *Tecnología y Ciencias Del Agua*, 12(4), 384–420. <https://doi.org/10.24850/J-TYCA-2021-04-09>
15. Carvalho, P. N., Finger, D. C., Masi, F., Cipolletta, G., Oral, H. V., Tóth, A., Regelsberger, M., & Exposito, A. (2022). Nature-based solutions addressing the water-energy-food nexus: Review of theoretical concepts and urban case studies. *Journal of Cleaner Production*, 338. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.130652>
16. Chan, F. K. S., Griffiths, J. A., Higgitt, D., Xu, S., Zhu, F., Tang, Y.-T., Xu, Y., & Thorne, C. R. (2018). “Sponge City” in China—A breakthrough of planning and flood risk management in the urban context. *Land Use Policy*, 76, 772–778. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.03.005>
17. Chen, S., van de Ven, F. H. M., Zevenbergen, C., Verbeeck, S., Ye, Q., Zhang, W., & Wei, L. (2021). Revisiting China’s Sponge City Planning Approach: Lessons From a Case Study on Qinhuai District, Nanjing. *Frontiers in Environmental Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.748231>
18. Cousins, J. J. (2018). Remaking stormwater as a resource: Technology, law, and citizenship. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 5(5). <https://doi.org/10.1002/WAT2.1300>
19. Cui, Y., Cheng, D., Choi, C. E., Jin, W., Lei, Y., & Kargel, J. S. (2019). The cost of rapid and haphazard urbanization: lessons learned from the Freetown landslide disaster. *Landslides*. <https://doi.org/10.1007/s10346-019-01167-x>
20. Deatrick, J. F. (2015). Flood-resilient redevelopment: Cincinnati’s central riverfront. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers: Water Management*, 168(2), 85–96. <https://doi.org/10.1680/wama.14.00067>
21. Drosou, N., Soetanto, R., Hermawan, F., Chmutina, K., Boshier, L., & Hatmoko, J. U. D. (2019). Key factors influencing wider adoption of blue-green infrastructure in developing cities. *Water (Switzerland)*, 11(6). <https://doi.org/10.3390/w11061234>

22. Ebissa, G., & Desta, H. (2022). Review of urban agriculture as a strategy for building a water resilient city. *City and Environment Interactions*, 14. <https://doi.org/10.1016/j.cacint.2022.100081>
23. Echendu, A., & Georgeou, N. (2021). ‘Not Going to Plan’: Urban Planning, Flooding, and Sustainability in Port Harcourt City, Nigeria. *Urban Forum*, 32(3), 311–332. <https://doi.org/10.1007/s12132-021-09420-0>
24. Enu, K. B., Zingraff-Hamed, A., Rahman, M. A., Stringer, L. C., & Pauleit, S. (2023). Review article: Potential of nature-based solutions to mitigate hydro-meteorological risks in sub-Saharan Africa. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 23(2), 481–505. <https://doi.org/10.5194/nhess-23-481-2023>
25. Fekete, A. (2019). Critical infrastructure and flood resilience: Cascading effects beyond water. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 6(5). <https://doi.org/10.1002/WAT2.1370>
26. Fior, M. (2022). Adaptive urban design to cope with heavy rainfall in the Historic Centre: a masterplan for Ferrara (Italy). *Journal of Urbanism*. <https://doi.org/10.1080/17549175.2022.2108113>
27. Franco, V. S., de Souza, E. B., & de Lima, A. M. (2018). Floods and social vulnerability: Study on the Xingu River in Altamira / PA. *Ambiente e Sociedade*, 21. <https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc0157r3vu1811ao>
28. Gaisie, E., & Cobbinah, P. B. (2023). Planning for context-based climate adaptation: Flood management inquiry in Accra. *Environmental Science and Policy*, 141, 97–108. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2023.01.002>
29. Godschalk, D. R., Brody, S., & Burby, R. (2003). Public participation in natural hazard mitigation policy formation: Challenges for comprehensive planning. *Journal of Environmental Planning and Management*, 46(5), 733–754. <https://doi.org/10.1080/0964056032000138463>
30. Green, D., O’Donnell, E., Johnson, M., Slater, L., Thorne, C., Zheng, S., Stirling, R., Chan, F. K. S., Li, L., & Boothroyd, R. J. (2021). Green infrastructure: The future of urban flood risk management? *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 8(6). <https://doi.org/10.1002/wat2.1560>
31. Guillier, F. (2017). French Insurance and Flood Risk: Assessing the Impact of Prevention Through the Rating of Action Programs for Flood Prevention. *International Journal of Disaster Risk Science*, 8(3), 284–295. <https://doi.org/10.1007/s13753-017-0140-y>
32. Gunasekara, R., Pecnik, G., Girvan, M., & De La Rosa, T. (2018). Delivering integrated water management benefits: The North West Bicester development, UK. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers: Water Management*, 171(2), 110–121. <https://doi.org/10.1680/jwama.16.00119>
33. Hellman, J. (2015). Living with floods and coping with vulnerability. *Disaster Prevention and Management: An International Journal*, 24(4), 468–483. <https://doi.org/10.1108/DPM-04-2014-0061>
34. Hoang, L., & Fenner, R. A. (2016). System interactions of stormwater management using sustainable urban drainage systems and green infrastructure. *Urban Water Journal*, 13(7), 739–758. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2015.1036083>
35. Horn, F., & Elagib, N. A. (2018). Building socio-hydrological resilient cities against flash floods: Key challenges and a practical plan for arid regions. *Journal of Hydrology*, 564, 125–132. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.07.001>
36. Hurlimann, A., Moosavi, S., & Browne, G. R. (2021). Urban planning policy must do more to integrate climate change adaptation and mitigation actions. *Land Use Policy*, 101. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105188>
37. Idowu, D., & Zhou, W. (2023). Global Megacities and Frequent Floods: Correlation between Urban Expansion Patterns and Urban Flood Hazards. *Sustainability (Switzerland)*, 15(3). <https://doi.org/10.3390/su15032514>
38. Irvine, K. N., Chua, L. H. C., Hua’an, Z., Qi, L. E., & Xuan, L. Y. (2022). Nature-based solutions to manage particle-bound metals in urban stormwater runoff: current design practices and knowledge gaps. *Journal of Soils and Sediments*. <https://doi.org/10.1007/s11368-022-03365-y>
39. Jayawardena, H. M. I. D. P., & Van Roon, M. (2017). Water sensitive planning and design as an ecologically inspired approach to delivering flood resilient urban environment in Sri Lanka. *Water Practice and Technology*, 12(4), 964–977. <https://doi.org/10.2166/wpt.2017.100>
40. Jiménez, J. S. P. (2017). The need for changes in territorial planning in the face of flood risk. The example of the Valencian Community | La necesidad de cambios en la planificación territorial ante el riesgo de inundaciones. El ejemplo de la Comunidad Valenciana. *Revista de Obras Publicas*, 164(3587), 82–95. <https://doi.org/10.4995/Thesis/10251/61991>
41. Kozłowski, M., & Yusof, Y. M. (2016). The role of urban planning and design in responding to climate change: the Brisbane experience. *International Journal of Climate Change Strategies and Management*, 8(1), 80–95. <https://doi.org/10.1108/IJCCSM-05-2014-0064>
42. Krishnan, S., Lin, J., Simanjuntak, J., Hooimeijer, F., Bricker, J., Daniel, M., & Yoshida, Y. (2019). Interdisciplinary design of vital infrastructure to reduce flood risk in Tokyo’s Edogawa Ward. *Geosciences (Switzerland)*, 9(8). <https://doi.org/10.3390/geosciences9080357>
43. Kuller, M., Farrelly, M., Deletic, A., & Bach, P. M. (2018). Building effective Planning Support Systems for green urban water infrastructure—Practitioners’ perceptions. *Environmental Science and Policy*, 89, 153–162. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.06.011>
44. Lara, A., Bucci, F., Palma, C., Munizaga, J., & Montre-Águila, V. (2021). Development, urban planning and political decisions. A triad that built territories at risk. *Natural Hazards*, 109(2), 1935–1957. <https://doi.org/10.1007/s11069-021-04904-5>
45. Lennon, M., Scott, M., & O’Neill, E. (2014). Urban Design and Adapting to Flood Risk: The Role of Green Infrastructure. *Journal of Urban Design*, 19(5), 745–758. <https://doi.org/10.1080/13574809.2014.944113>

46. Li, B., Dong, S. L., Huang, Y. F., & Wang, G. Q. (2019). Development of a heterogeneity analysis framework for collaborative sponge city management. *Water (Switzerland)*, *11*(10). <https://doi.org/10.3390/w11101995>
47. Liao, K.-H., Le, T. A., & Nguyen, K. V. (2016). Urban design principles for flood resilience: Learning from the ecological wisdom of living with floods in the Vietnamese Mekong Delta. *Landscape and Urban Planning*, *155*, 69–78. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.01.014>
48. Madonsela, B., Koop, S., Van Leeuwen, K., & Carden, K. (2019). Evaluation of water governance processes required to transition towards Water Sensitive Urban Design-An indicator assessment approach for the City of Cape Town. *Water (Switzerland)*, *11*(2). <https://doi.org/10.3390/w11020292>
49. Mannucci, S., Rosso, F., D'amico, A., Bernardini, G., & Morganti, M. (2022). Flood Resilience and Adaptation in the Built Environment: How Far along Are We? *Sustainability (Switzerland)*, *14*(7). <https://doi.org/10.3390/su14074096>
50. McFarlane, C. (2012). Rethinking Informality: Politics, Crisis, and the City. *Planning Theory and Practice*, *13*(1), 89–108. <https://doi.org/10.1080/14649357.2012.649951>
51. Mensah, H., & Ahadzie, D. K. (2020). Causes, impacts and coping strategies of floods in Ghana: a systematic review. *SN Applied Sciences*, *2*(5). <https://doi.org/10.1007/s42452-020-2548-z>
52. Meyer, M. A., Hendricks, M., Newman, G. D., Masterson, J. H., Cooper, J. T., Sansom, G., Gharaibeh, N., Horney, J., Berke, P., van Zandt, S., van Zandt, S., & Cousins, T. (2018). Participatory action research: tools for disaster resilience education. *International Journal of Disaster Resilience in the Built Environment*, *9*(4–5), 402–419. <https://doi.org/10.1108/IJDRBE-02-2017-0015>
53. Mguni, P., Herslund, L., & Jensen, M. B. (2016). Sustainable urban drainage systems: examining the potential for green infrastructure-based stormwater management for Sub-Saharan cities. *Natural Hazards*, *82*, 241–257. <https://doi.org/10.1007/s11069-016-2309-x>
54. Moghadas, M., Asadzadeh, A., Vafeidis, A., Fekete, A., & Kötter, T. (2019). A multi-criteria approach for assessing urban flood resilience in Tehran, Iran. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, *35*. <https://doi.org/10.1016/j.ijdr.2019.101069>
55. Mojisola Olanrewaju, R., Ekiotuasinghan, B., & Peter Akpan, G. (2017). Analysis of rain fall pattern and flood incidences in Warri metropolis, Nigeria. *Geography, Environment, Sustainability*, *10*(4), 83–97. <https://doi.org/10.24057/2071-9388-2017-10-4-83-97>
56. Møller-Jensen, L., Agergaard, J., Andreasen, M. H., Kofie, R. Y., Yiran, G. A. B., & Oteng-Ababio, M. (2023). Probing political paradox: Urban expansion, floods risk vulnerability and social justice in urban Africa. *Journal of Urban Affairs*, *45*(3), 505–521. <https://doi.org/10.1080/07352166.2022.2108436>
57. Mottaghi, M., Aspegren, H., & Jönsson, K. (2016). Integrated urban design and open storm drainage in our urban environments: Merging drainage techniques into our city's urban spaces. *Water Practice and Technology*, *11*(1), 118–126. <https://doi.org/10.2166/wpt.2016.016>
58. Munpa, P., Kittipongvises, S., Phetrak, A., Sirichokchatchawan, W., Taneepanichskul, N., Lohwacharin, J., & Polprasert, C. (2022). Climatic and Hydrological Factors Affecting the Assessment of Flood Hazards and Resilience Using Modified UNDRR Indicators: Ayutthaya, Thailand. *Water (Switzerland)*, *14*(10). <https://doi.org/10.3390/w14101603>
59. Nahrin, K. (2020). Environmental area conservation through urban planning: case study in Dhaka. *Journal of Property, Planning and Environmental Law*, *12*(1), 55–71. <https://doi.org/10.1108/JPEL-11-2018-0033>
60. Neville, J., & Coats, G. (2009). Urban design and civil society in New Orleans: Challenges, opportunities and strategies in the post-flood design moment. *Journal of Urban Design*, *14*(3), 309–324. <https://doi.org/10.1080/13574800903087940>
61. Nie, L. (2016). Enhancing urban flood resilience – a case study for policy implementation. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers: Water Management*, *169*(2), 85–93. <https://doi.org/10.1680/wama.14.00079>
62. Nurhasana, R., & Hartono, R. K. (2021). The Risk of Non-Communicable Diseases after being Exposed to the Urban Flood; A Literature Review and Meta-Analysis. *Indonesian Journal of Geography*, *53*(3), 348–359. <https://doi.org/10.22146/IJG.65401>
63. O'Neill, E. (2018). Expanding the horizons of integrated flood risk management: a critical analysis from an Irish perspective. *International Journal of River Basin Management*, *16*(1), 71–77. <https://doi.org/10.1080/15715124.2017.1351979>
64. Pacetti, T., Cioli, S., Castelli, G., Bresci, E., Pampaloni, M., Pileggi, T., & Caporali, E. (2022). Planning Nature Based Solutions against urban pluvial flooding in heritage cities: A spatial multi criteria approach for the city of Florence (Italy). *Journal of Hydrology: Regional Studies*, *41*. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2022.101081>
65. Padawangi, R., & Douglass, M. (2015). Water, water everywhere: Toward participatory solutions to chronic urban flooding in Jakarta. *Pacific Affairs*, *88*(3), 517–550. <https://doi.org/10.5509/2015883517>
66. Palazzo, E., & Wang, S. (2022). Landscape Design for Flood Adaptation from 20 Years of Constructed Ecologies in China. *Sustainability (Switzerland)*, *14*(8). <https://doi.org/10.3390/su14084511>
67. Park, K., Oh, H., & Won, J.-H. (2021). Analysis of disaster resilience of urban planning facilities on urban flooding vulnerability. *Environmental Engineering Research*, *26*(1), 1–8. <https://doi.org/10.4491/eer.2019.529>
68. Park, K., & Won, J.-H. (2019). Analysis on distribution characteristics of building use with risk zone classification based on urban flood risk assessment. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, *38*. <https://doi.org/10.1016/j.ijdr.2019.101192>

69. Pérez-Morales, A., Gil-Guirado, S., & Olcina, J. (2016). Cadastral information as a tool for the analysis of exposure to flood hazards in the Spanish Mediterranean coast | La información catastral como herramienta para el análisis de la exposición al peligro de inundaciones en el litoral mediterráneo Español. *Eure*, 42(127), 231–256. <https://doi.org/10.4067/S0250-71612016000300010>
70. Pistón, N., Silva Filho, D. S. E., & Dias, A. T. C. (2022). Social inequality deeply affects people's perception of ecosystem services and disservices provided by street trees. *Ecosystem Services*, 58. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2022.101480>
71. Puchol-Salort, P., O'Keeffe, J., van Reeuwijk, M., & Mijic, A. (2021). An urban planning sustainability framework: Systems approach to blue green urban design. *Sustainable Cities and Society*, 66. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2020.102677>
72. Quagliolo, C., Roebeling, P., Mendonça, R., Pezzoli, A., & Comino, E. (2022). Integrating Biophysical and Economic Assessment: Review of Nature-Based Adaptation to Urban Flood Extremes. *Urban Science*, 6(3). <https://doi.org/10.3390/urbansci6030053>
73. Radcliffe, J. C., Page, D., Naumann, B., & Dillon, P. (2017). Fifty years of water sensitive urban design, Salisbury, South Australia. *Frontiers of Environmental Science and Engineering*, 11(4). <https://doi.org/10.1007/s11783-017-0937-3>
74. Rashednia, S., Sharma, A. K., Ladson, A. R., Browne, D., & Yaghoubi, E. (2022). A scoping review on Water Sensitive Urban Design aims and achievements. *Urban Water Journal*, 19(5), 453–467. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2022.2044494>
75. Ríos, R. C., & González, G. P. (2021). Climate change and urban planning: Challenges and opportunities for Strategic Environmental Assessment | Cambio climático y planificación urbana: Desafíos y oportunidades para la Evaluación Ambiental Estratégica. *Revista de Derecho Ambiental(Chile)*, 2(16), 73–107. <https://doi.org/10.5354/0719-4633.2021.60524>
76. Rode, S., Guevara, S., & Bonnefond, M. (2018). Resilience in urban development projects in flood-prone areas: A challenge to urban design professionals. *Town Planning Review*, 89(2), 167–190. <https://doi.org/10.3828/tpr.2018.10>
77. Roder, G., Hudson, P., & Tarolli, P. (2019). Flood risk perceptions and the willingness to pay for flood insurance in the Veneto region of Italy. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, 37. <https://doi.org/10.1016/j.ijdr.2019.101172>
78. Rodrigues, M., & Antunes, C. (2021). Best management practices for the transition to a water-sensitive city in the south of Portugal. *Sustainability (Switzerland)*, 13(5), 1–28. <https://doi.org/10.3390/su13052983>
79. Rodríguez, M. I., Cuevas, M. M., Martínez, G., & Moreno, B. (2014). Planning criteria for water sensitive urban design. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 191, 1579–1591. <https://doi.org/10.2495/SC141342>
80. Rodríguez-Gaviria, E. M., Ochoa-Osorio, S., Builes-Jaramillo, A., & Botero-Fernández, V. (2019). Computational bottom-up vulnerability indicator for low-income flood-prone urban areas. *Sustainability (Switzerland)*, 11(16). <https://doi.org/10.3390/su11164341>
81. Runhaar, H., Mees, H., Wardekker, A., van der Sluijs, J., & Driessen, P. P. J. (2012). Adaptation to climate change-related risks in Dutch urban areas: Stimuli and barriers. *Regional Environmental Change*, 12(4), 777–790. <https://doi.org/10.1007/s10113-012-0292-7>
82. Saadi, I., Bruwier, M., Mustafa, A., Peltier, Y., Archambeau, P., Ercicum, S., Orban, P., Dassargues, A., Dewals, B., Piroton, M., Teller, J., & Cools, M. (2018). Development trajectory of an integrated framework for the mitigation of future flood risk: results from the FloodLand project. *Transportation Letters*, 10(5), 243–256. <https://doi.org/10.1080/19427867.2016.1256120>
83. Schuch, G., Serrao-Neumann, S., Morgan, E., & Low Choy, D. (2017). Water in the city: Green open spaces, land use planning and flood management – An Australian case study. *Land Use Policy*, 63, 539–550. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.01.042>
84. Shan, X., Wen, J., Zhang, M., Wang, L., Ke, Q., Li, W., Du, S., Shi, Y., Chen, K., Liao, B., Li, X., & Xu, H. (2019). Scenario-based extreme flood risk of residential buildings and household properties in Shanghai. *Sustainability (Switzerland)*, 11(11). <https://doi.org/10.3390/su11113202>
85. Sharley, D. J., Sharp, S. M., Marshall, S., Jeppe, K., & Pettigrove, V. J. (2017). Linking urban land use to pollutants in constructed wetlands: Implications for stormwater and urban planning. *Landscape and Urban Planning*, 162, 80–91. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.12.016>
86. Sharma, A. K., Pezzaniti, D., Myers, B., Cook, S., Tjandraatmadja, G., Chacko, P., Chavoshi, S., Kemp, D., Leonard, R., Koth, B., Koth, B., & Walton, A. (2016). Water sensitive urban design: An investigation of current systems, implementation drivers, community perceptions and potential to supplement urban water services. *Water (Switzerland)*, 8(7). <https://doi.org/10.3390/w8070272>
87. Siekmann, T., & Siekmann, M. (2015). Resilient urban drainage – Options of an optimized area-management. *Urban Water Journal*, 12(1), 44–51. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2013.851711>
88. Silva, M. M., & Costa, J. P. (2018). Urban floods and climate change adaptation: The potential of public space design when accommodating natural processes. *Water (Switzerland)*, 10(2). <https://doi.org/10.3390/w10020180>
89. Srishantha, U., & Rathnayake, U. (2017). Sustainable urban drainage systems (SUDS) – What it is and where do we stand today? *Engineering and Applied Science Research*, 44(4), 235–241. <https://doi.org/10.14456/easr.2017.36>
90. Stefanakis, A. I. (2019). The Role of Constructed Wetlands as Green Infrastructure for Sustainable Urban Water Management. *Sustainability (Switzerland)*, 11(24). <https://doi.org/10.3390/su11246981>
91. Storch, H., & Downes, N. K. (2011). A scenario-based approach to assess Ho Chi Minh City's urban development strategies against the impact of climate change. *Cities*, 28(6), 517–526. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2011.07.002>

92. Stoycheva, V., & Geneletti, D. (2023). A review of regulating ecosystem services in the context of urban planning. *Journal of the Bulgarian Geographical Society*, 2023(48), 27–42. <https://doi.org/10.3897/jbgs.e93499>
93. Szlafsztein, C. F., & de Araújo, A. N. B. (2021). Autonomous flood adaptation measures in Amazonian cities (Belem, Brazil). *Natural Hazards*, 108(1), 1069–1087. <https://doi.org/10.1007/s11069-021-04720-x>
94. van Herk, S., Zevenbergen, C., Rijke, J., & Ashley, R. (2011). Collaborative research to support transition towards integrating flood risk management in urban development. *Journal of Flood Risk Management*, 4(4), 306–317. <https://doi.org/10.1111/j.1753-318X.2011.01113.x>
95. Wahab, B., & Falola, O. (2017). The consequences and policy implications of urban encroachment into flood-risk areas: the case of Ibadan. *Environmental Hazards*, 16(1), 1–20. <https://doi.org/10.1080/17477891.2016.1211505>
96. Wahab, B., & Ojelowo, S. (2018). Building contraventions and incidence of flood in the Lagos Metropolis, Nigeria. *Journal of Environmental Planning and Management*, 61(3), 385–405. <https://doi.org/10.1080/09640568.2017.1311249>
97. Yarmoshenko, I., Malinovsky, G., Baglaeva, E., & Seleznev, A. (2020). A landscape study of sediment formation and transport in the urban environment. *Atmosphere*, 11(12). <https://doi.org/10.3390/atmos11121320>
98. Ye, X., Wang, S., Lu, Z., Song, Y., & Yu, S. (2021). Towards an AI-driven framework for multi-scale urban flood resilience planning and design. *Computational Urban Science*, 1(1). <https://doi.org/10.1007/s43762-021-00011-0>
99. Yu, K., Lei, Z., & Dihua, L. (2008). Living with Water: Flood Adaptive Landscapes in the Yellow River Basin of China. *Journal of Landscape Architecture*, 3(2), 6–17. <https://doi.org/10.1080/18626033.2008.9723400>
100. Yu, S., Yuan, M., Wang, Q., Corcoran, J., Xu, Z., & Peng, J. (2023). Dealing with urban floods within a resilience framework regarding disaster stages. *Habitat International*, 136. <https://doi.org/10.1016/j.habitatint.2023.102783>
101. Yumagulova, L., & Vertinsky, I. (2019). Moving beyond engineering supremacy: Knowledge systems for urban resilience in Canada's Metro Vancouver region. *Environmental Science and Policy*, 100, 66–73. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2019.05.022>
102. Zamanifard, H., Morgan, E. A., & Hadwen, W. L. (2021). Community Perceptions and Knowledge of Modern Stormwater Treatment Assets. *Urban Science*, 5(1). <https://doi.org/10.3390/urbansci5010005>
103. Zehra, D., Mbatha, S., Campos, L. C., Queface, A., Beleza, A., Cavoli, C., Achuthan, K., & Parikh, P. (2019). Rapid flood risk assessment of informal urban settlements in Maputo, Mozambique: The case of Maxaquene A. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, 40. <https://doi.org/10.1016/j.ijdrr.2019.101270>
104. Zhang, Y., Peng, Y., Xu, S., Zhang, S., Zhou, G., Yang, J., Li, H., & Zhang, J. (2022). Distribution characteristics of microplastics in urban rivers in Chengdu city: The influence of land-use type and population and related suggestions. *Science of the Total Environment*, 846. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157411>

ANÁLISIS DE IMPACTO HIDROLÓGICO DE ESCENARIOS URBANOS EN LA CIUDAD DE OBERÁ, MISIONES.

¹José Javier Fernandez, ²Dario Tomás Rodríguez, ³Gerardo Adrián Riccardi

1 Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina., Laboratorio de Ingeniería Civil, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Misiones (UNaM), Argentina, e-mail: jose.fernandez@fio.unam.edu.ar; Laboratorio de Ingeniería Civil, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Misiones (UNaM), Argentina, e-mail: dario.rodriguez@fio.unam.edu.ar; 3 Departamento de Hidráulica, Escuela de Ingeniería Civil, Facultad de Ciencias Exactas, Ingeniería y Agrimensura y Consejo de Investigaciones, Universidad Nacional de Rosario (UNR), Argentina., e-mail: riccardi@fceia.unr.edu.ar

Palabras-claves: Desarrollo Urbano de Bajo Impacto; Modelación Hidrológica – Hidráulica; Hidrología de Urbana.

Resumen

En ambientes urbanos, durante mucho tiempo, la solución del control de los excedentes hídricos superficiales se ha encarado a través de la ejecución de obras de drenaje bajo un enfoque tradicional sanitarista. Sin embargo, la experiencia indica que las soluciones más eficaces y convenientes se alcanzan a partir de una comprensión más integrada de los procesos asociados al escurrimiento de los excedentes hídricos. Una de estas soluciones son los Desarrollos Urbanos de Bajo Impacto (DUBI's), que pretende controlar los excedentes hídricos superficiales desde su fuente, mediante diversos mecanismos. Ello se logra integrando diferentes fusiones hidrológicas, tendientes a mantener o volver a la respuesta natural de la cuenca, ante el desarrollo urbanístico de regiones naturales. En la provincia de Misiones se desarrollan habitualmente proyectos urbanísticos típicos de cuadrículas regulares, sin considerar desde el punto de vista hidroambiental, las características del terreno, por ejemplo, desestimando la presencia de cursos menores de agua y zonas de humedales, además de no considerar medidas no estructurales para la gestión de los recursos hídricos, estos se proyectos se conocen como Desarrollo Urbanos Convencionales (DUC's). Si bien se han comenzado a materializar desarrollos urbanísticos bajo algunos de estos enfoques en la región, hasta el momento no se cuenta con evaluaciones científicas de los mismos. Es objetivo de este trabajo el diseño y evaluación de DUBI's comparando su desempeño frente a DUC's, mediante modelación hidrológica-hidráulica de una sub-cuenca del Arroyo Lata (55 ha de superficie aproximada) de la ciudad de Oberá, región serrana de Misiones, caracterizada por una topografía de altas pendientes (5,2%) y clima subtropical húmedo (precipitaciones anuales mayores a 2000 mm). Como resultado de la modelación, se encontró que el DUBI logró reducciones del volumen de escurrimiento del agua en un rango del 9% para tormentas de diseño con una recurrencia de 50 años, y hasta un 24% para tormentas con una recurrencia de 2 años. Además, se observaron reducciones en el caudal pico que variaron entre el 16% y el 50%, respectivamente.

Introducción

Producto de los inconvenientes y falencias de los métodos tradicionales de gestión de los recursos hídricos, a mediados del siglo XX, se introdujo en los países más desarrollados un cambio de paradigma que logró imponer un enfoque sistémico y ambientalista en la hidrología urbana, por el cual el manejo del agua de lluvia pasó a ser concebido como parte de un concepto más amplio: la gestión del agua pluvial urbana o "Urban Stormwater Management" (ASCE y WEF, 1992).

Bajo este nuevo enfoque, se comenzó a practicar la retención temporal de los excedentes hídricos superficiales para controlar los caudales máximos en nuevas áreas urbanizadas. La regulación de caudales en cuencas urbanas se convirtió en una práctica común en países desarrollados desde principios de la década de 1970, y su implementación se incluyó en los planes de desarrollo de drenaje urbano. Posteriormente, se emprendieron actividades para caracterizar, cuantificar y mitigar los impactos de la urbanización en la calidad del agua de los cuerpos receptores (Ramos Verneiri, 2013).

Las nuevas prácticas en el manejo del sistema pluvial plantean una serie de técnicas que armonicen con el medio ambiente, sin perder de vista que pertenecen a otro gran sistema, como lo es el hidrológico. Esto está evidenciado por un nuevo énfasis en la premisa de retardar, o en lo posible almacenar el agua de lluvia en el lugar donde precipita (Bertoni et al., 2002).

Las nuevas técnicas de control de la escorrentía a nivel mundial son las denominadas Prácticas de Mejor Manejo o Best Management Practices (BMPs). Las mismas son conocidos con distintas denominaciones según los países donde son empleados, entre las más reconocidas son citables (Rodríguez Bayon et al., 2005): Sustainable Urban Drainage Systems (SUDS), Mejores Prácticas de Control (MPC), Buenas Prácticas Ambientales (BPAs), Técnicas de Drenaje Urbano Sostenible (TEDUS), Low Impact Development (LID), Water Sensitive Urban Design (WSUD), entre otros.

Los Desarrollos Urbanos de Bajo Impacto (DUBI's) estipulan controlar los excedentes hídricos superficiales desde su fuente, al ir dejando áreas reservadas que minimicen el impacto hidrológico hacia aguas abajo mediante diversos mecanismos. Ello se logra integrando diferentes fusiones hidrológicas, tendientes a mantener la respuesta natural de la cuenca ante el desarrollo urbanístico de regiones naturales.

Burgos (2007) realizó la comparación, mediante modelación hidrológica utilizando el ArHymo, de la respuesta

hidrológica de un barrio de viviendas sociales en la zona urbana de Gran Mendoza, utilizando un desarrollo urbano convencional y un DUBI. En una superficie disponible de 8,2 ha, próxima al piedemonte y pendiente media de 5%, se propusieron dos loteos, uno del tipo convencional y un DUBI. El autor concluyó que con la aplicación del DUBI, en lugar del convencional, se lograría una disminución del 25% del presupuesto de infraestructura pública necesario, habiendo reducido la cantidad de lotes en un 13%, además de una reducción en los caudales pico superior al 40% para recurrencias de 2 y 5 años, cercano al 30% para una recurrencia de 50 años.

En la provincia de Misiones (*Figura 1*) se llevan a cabo numerosos Desarrollos Urbanos Convencionales (DUC's) que siguen un patrón de cuadrículas regulares, sin tener en cuenta las características del terreno desde una perspectiva hidroambiental. Esto implica que se pasa por alto la presencia de cursos de agua más pequeños y áreas de humedales, además de no considerar medidas no estructurales para la gestión de los recursos hídricos. Aunque se han iniciado algunos desarrollos urbanos con enfoques hidroambientales en la región, hasta ahora no se han realizado evaluaciones del comportamiento de los mismos.

El objetivo de este estudio es diseñar y evaluar un DUBI y comparar su desempeño con un DUC. Esto se llevará a cabo mediante modelación hidrológica-hidráulica en una subcuenca del Arroyo Lata, ubicada en la ciudad de Oberá, en la región serrana de Misiones (*Figura 1*). Esta zona se caracteriza por tener una topografía con pendientes pronunciadas (5,2%) y un clima subtropical húmedo sin estación seca (Oliniuk, 1998), con precipitaciones anuales cercanas a 2000 mm (Mezher, 2008).

Como resultado de la modelación, se encontró que el DUBI logró reducciones del volumen de escurrimiento del agua en un rango del 9% para tormentas de diseño con una recurrencia de 50 años, y hasta un 24% para tormentas con una recurrencia de 2 años. Además, se observaron reducciones en el caudal pico que variaron entre el 16% y el 50%, respectivamente.



Figura 1.- Ubicación Geográfica del Municipio de Oberá

Metodología

Lotes a Urbanizar y caracterización de los mismos:

La zona de análisis fue adoptada dentro la cuenca del Arroyo Lata, esta se sitúa, como puede observarse en la Figura 1, al Norte de la zona urbana del Municipio de Oberá de la Provincia de Misiones. La naciente del cauce principal se ubica en las cercanías de la Ruta Nacional 14, precisamente en la divisoria de aguas del Río Paraná y Uruguay, a partir de allí recorre en sentido Este Oeste hasta su la confluencia con el Arroyo Bonito, este último sigue su curso en el mismo sentido hasta el límite del municipio, para posteriormente confluir en el Arroyo Yabebiry, el cual desemboca a 130 km aguas abajo en el Río Paraná. Desde el punto de cierre, en la confluencia con el Arroyo Bonito, la superficie de la cuenca alcanza una extensión 728 ha y una pendiente media del 8,84 %, mientras que la longitud del cauce principal ronda los 4 km y su pendiente media es de 1,85 %. Dicha cuenca es una de las tres que contiene al casco urbano, sin embargo, es la que menor superficie urbana posee y por esto, en los últimos años, el crecimiento de la mancha urbana se va extendiendo sobre esta.

En cuanto a Lotes a Urbanizar, estos se ubican al norte de la cuenca, en cercanía de la divisoria de aguas. Poseen una superficie de aproximadamente 55 ha, y dentro de estos se encuentra una naciente de dicho arroyo, actualmente el uso del suelo de la misma es destinado mayormente para plantaciones de Yerba Mate, Vegetación Autóctona y suelo para pastoreo.

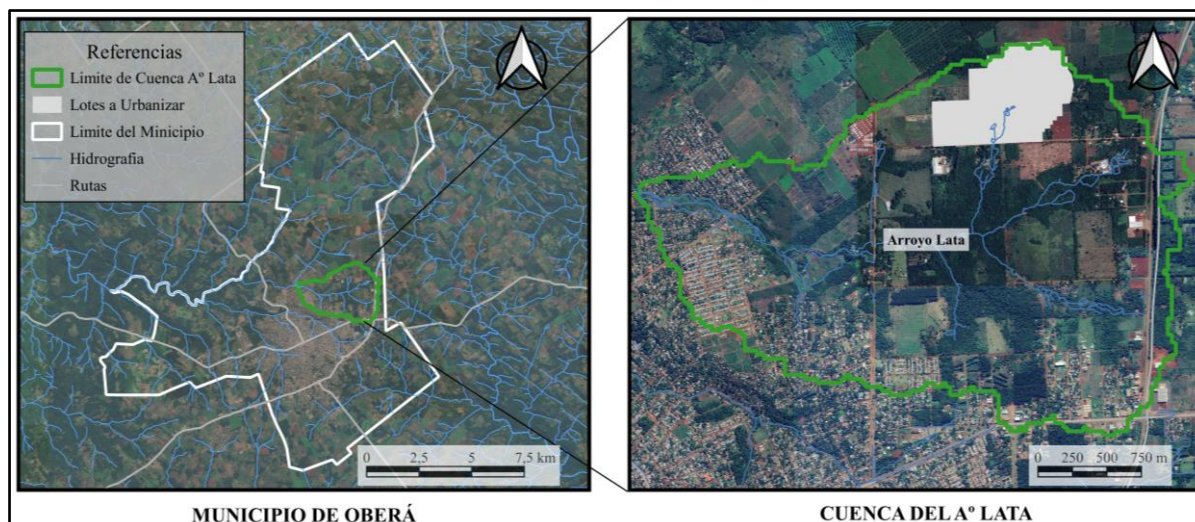


Figura 2.- Ubicación de la Cuenca dentro del Municipio de Oberá

Diseño de las Propuestas

a) Desarrollo Urbano Convencional (DUC): Esta Propuesta, *Figura 3 – Izquierda*, se realizó siguiendo las características de las urbanizaciones de la zona, particularmente las desarrolladas por el Instituto Provincial de Desarrollo Habitacional de la Provincia de Misiones (IPRODHA). Estas están constituidas por manzanas rectangulares en damero, con calles perimetrales a los lados de estas, con el objetivo de maximizar la cantidad de lotes por manzana. En el diseño, se adoptó un tipo de manzana de un barrio (180 viviendas) en cercanías a la zona de estudio.

b) Desarrollo Urbano de Bajo Impacto (DUBI): Para el diseño de la propuesta, *Figura 3 – Derecha*, se siguieron ciertos criterios: Las calles se plantearon siguiendo la topografía del terreno de tal manera que en lo posible la mayor longitud de estas se encuentre paralelas a curvas de nivel contiguas. A su vez, se decidió reducir la longitud de las mismas, planteando circulaciones directas a las viviendas en las manzanas (sin ser perimetrales como es habitual en una urbanización en dameros). Se adoptó 15 m. como ancho de calles, ya que es el mínimo establecido por la normativa en vigencia, con el objetivo de reducir el área impermeable. Los lotes, si bien no están propuestos, las manzanas están definidas de tal manera que el fondo de los lotes sean los divisores de agua de estos. El arroyo, se conservó en su estado actual, tanto en su traza como en su canalización (a cielo abierto, entubado y/o canalización).

Modelación Hidrológica – Hidráulica.

Una vez establecidas las propuestas a analizar, se procedió a realizar la modelación hidrológica-hidráulica, utilizando el software Storm Water Management Model (SWMM) en su versión 5.2, como se observa en la *Figura 4*. Para ello se determinó:

a) Tormentas de Diseño: las tormentas de diseño que se utilizaron para analizar el comportamiento de ambas urbanizaciones, fueron determinadas con las curvas Intensidad - Duración - Recurrencia (IDR) de la serie 1966-1987 de la estación del INTA Cerro Azul desarrollada por Litwin y Franco (1987), presentada en la *Ecuación (1)*. Tomando recurrencia de análisis de 2, 5, 10, 20 y 50 años y duración de la tormenta igual al tiempo de concentración T_c para ambos casos.

$$i = \frac{a}{D^{0,82} + c} \quad (1)$$

donde:

i = intensidad [mm/hs]

D = duración de la tormenta [min]

a y c = valores de ajuste que dependen del tiempo de recurrencia y se detallan en la siguiente tabla:

Tabla 1 -

Recurrencia	a	c
2	1984,01	18,06
5	2530,53	21,12
10	2916,41	22,6
20	3285,62	23,68
50	3765,52	24,87
100	4123,72	25,57
200	4481,44	26,19

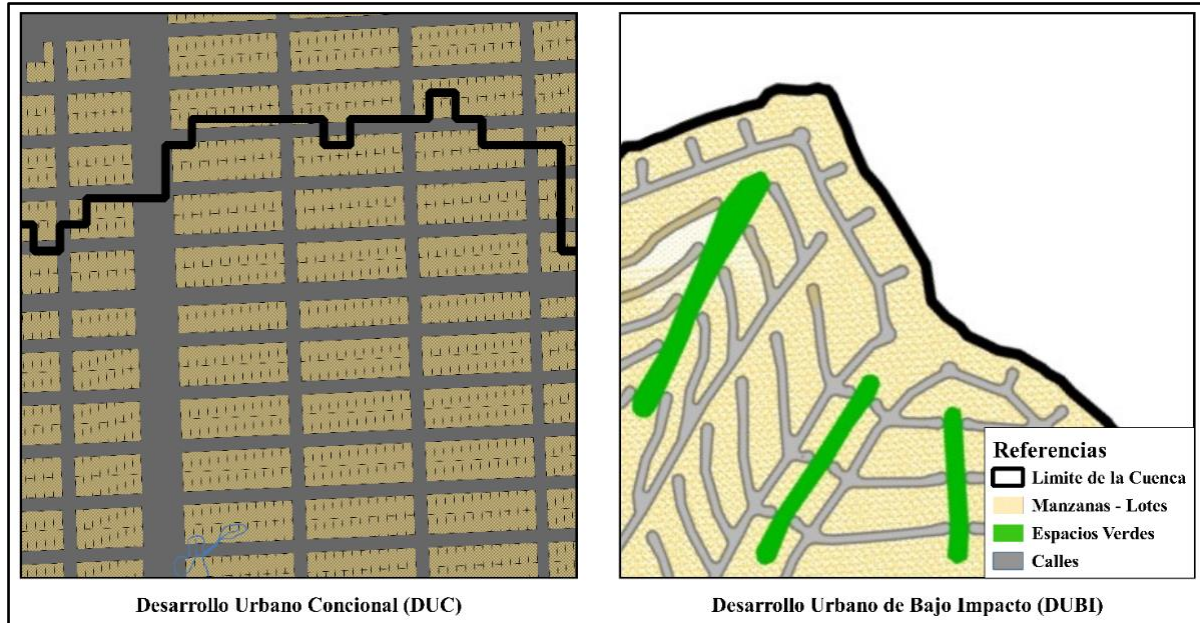


Figura 3.- Porción de las Propuestas Desarrolladas

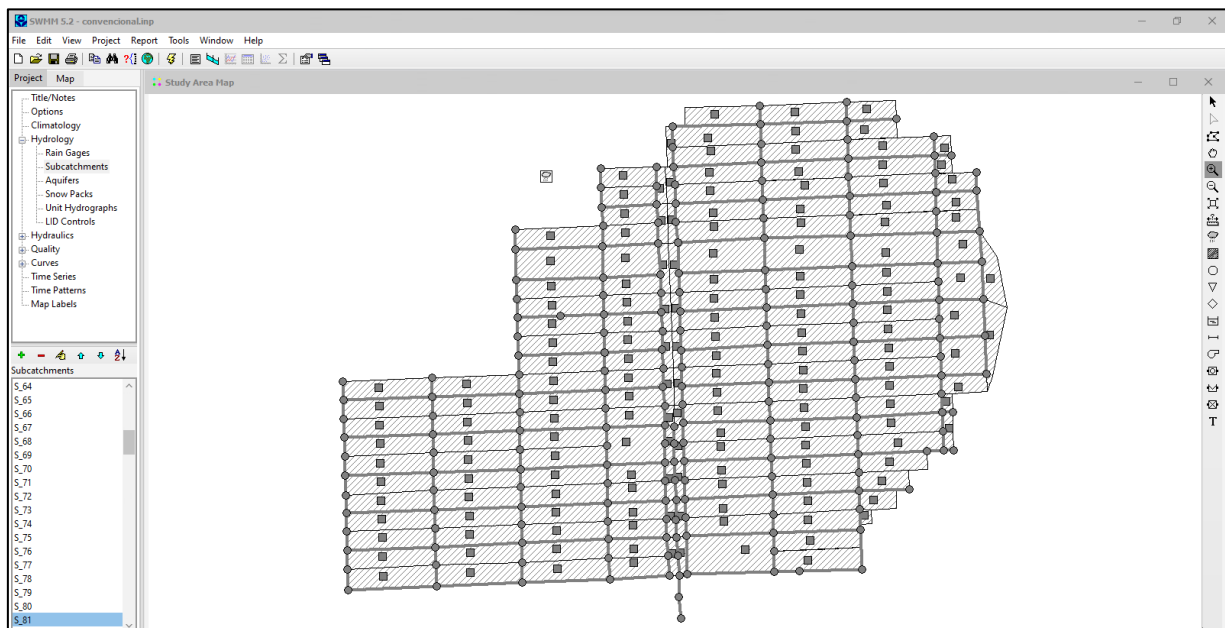


Figura 4.- Modelo en SWMM de DUC

b) Características de las urbanizaciones a modelar: se determinaron las características del uso del suelo con que se evaluaría, asociándolo a un valor de Curva Numero (CN) en condiciones normales de humedad del suelo, tipo de suelo C y un uso de Suelo tipo Residencial (Chow ,1994), dando como resultado un CN para los lotes convencionales de 83 y 77 para los lotes DUBI's. En cuanto a la pendiente media de los lotes, se determinó en función Modelo Digital de Elevaciones de la República Argentina versión 2.1 (IGN, 2021).

Para la construcción del modelo, los nodos fueron cargados con sus correspondientes cotas de nivel, siendo aquellos que constituían la traza del arroyo, con un nivel 2m por debajo del expresado en las curvas de nivel. Los cauces canalizados fueron cargados según sus dimensiones, su geometría y la rugosidad correspondiente al tipo de material con el cual está construido. En los cauces naturales se procedió de la misma forma, delimitando de forma diferenciada el canal y las márgenes, asignándose a cada una la rugosidad correspondiente. Las calles se cargaron de igual forma que los cauces y, por último, cada manzana está representada por una subcuenca que descarga en el nodo más bajo de su perímetro y en los casos necesarios de ser representados por otra condición, se subdividieron las manzanas en dos o más subcuencas tributarias.

Resultados

Los resultados de la modelación hidrológica – hidráulica en el punto de cierre de los respectivos escenarios se resumen en las siguientes tablas y Figura 5:

Escenarios	T _c [min]	P [mm] Para Recurrencia [años]				
		2	5	10	20	50
DUC	45,00	37	43	48	53	59
DUBI	55,00	41	52	54	60	67
Diferencia	18%	10%	16%	11%	11%	11%

Tabla 2.- Precipitación Total

Escenarios	Q _{max} [m ³ /s] Para Recurrencia [años]				
	2	5	10	20	50
DUC	4,09	4,85	5,41	5,96	6,65
DUBI	2,71	3,67	4,35	4,98	5,72
Diferencia	51%	32%	24%	20%	16%

Tabla 3.- Caudales Máximos

Escenarios	P _{neto} [mm] Para Recurrencia [años]				
	2	5	10	20	50
DUC	20	24	27	29	33
DUBI	16	19	22	25	30
Diferencia	24%	22%	19%	17%	9%

Tabla 4.- Precipitaciones Netas

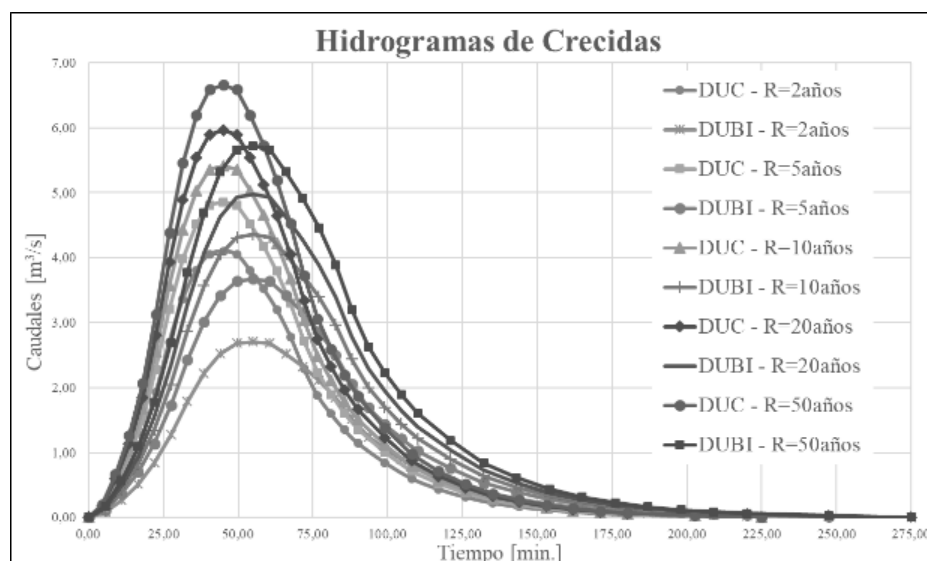


Figura 5.- Caudales de Salida en el Punto de Control

Conclusiones

Se corrobora que, a partir de los resultados los DUBI's son un practica de resolución de los problemas que generan los excentes hídricos ya que generan un menor impacto hidrológico en comparación a los DUC's. Si bien estos presentan mejores respuestas en eventos de menor recurrencia que en los de mayor recurrencia, tanto en la reducción de la precipitación que genera escurrimiento como en los caudales máximos, combinándolos con técnicas tradicionales (canalizaciones, embalses, etc) pueden lograr ser una solución más integradora del problema.

En cuanto a la metodología, la modelación realizada es una herramienta que da una respuestas rápidas y detalladas del comportamiento de los escenarios analizados permitiendo que, a futuro, se pueda seguir incorporando objetos de análisis, como ser las técnicas de desarrollo de bajo impacto LID (en sus siglas en ingles) que están dentro del módulo del software utilizado.

Por último, y también en trabajos futuros se pretende aplicar la herramienta mencionada y un modelo de detalle, se podrá tomar medidas localizadas en zonas bajas donde el problema es puntual (áreas de inundación) para reducir este impacto, para ello es necesario analizar no solamente las medidas constructivas que implican los LID's sino también las medidas no estructurales.

Referencias

ASCE y WEF (American Society of Civil Engineers y Water Environment Federation); 1992. “Design and construction of urban stormwater management systems”, ASCE Manuals and reports of engineering practice N° 77, WEF Manual of practice FD-20. New York, US.

Bertoni C., Maza J., Y Paoli C. ;2002. “Gestión de crecidas en áreas urbanas en América del Sur, programa asociado de gestión de crecidas, proyecto: Mejoramiento de las prácticas de gestión de crecidas en sudamérica”. World meteorological organisation global water partnership.

Burgos V.; 2007. “Desarrollo Urbano de Bajo Impacto hidrológico (DUBI): Pautas hacia una cultura hidrológica en Mendoza”. XXI Congreso Nacional del Agua, Tucumán. 33p.

Chow Vt et al.;1994. Hidrología Aplicada. Ediciones McGraw-Hill, Colombia: 583 p.

Litwin C. y Franco P. ;1987. “Estudio hidrológico e hidráulico de tributarios del río Paraná en el tramo comprendido entre el Río Iguazú y la sección Encarnación–Posadas”. Informe para la comisión mixta argentino–paraguaya (COMIP). CABA, 245p. Instituto Geográfico Nacional; 2021. Modelo Digital de Elevaciones de la República Argentina versión 2.1

Mezher, R., Mercuri, P. Y Pizarro, M.; 2008. Mapa de precipitación anual en la República Argentina, Serie 1971-2000. INTA CABA, Argentina.

Olinuk, J., 1998. El clima en la localidad de Cerro Azul, período 1967–1996. Estación experimental agropecuaria INTA Cerro Azul. Informe técnico N° 68, ISSN 0326-0135. Posadas, Misiones. 73p.

Ramos Vernieri F.; 2013. “Evaluación del desempeño de un dispositivo de detención extendida de espectro completo en distintos escenarios de cuenca urbana del Noroeste Argentino”. Tesis de maestría, FICH-UNL, Santa Fe. 179p.

Rodríguez Bayon J., Rodríguez Hernández J., Gómez-Ullate Fuente E. Y Castro Fresco D.; 2005. “Sistemas urbanos de drenaje sostenible. SUDS”. Publicaciones del Colegio de Ingenieros de caminos, Canales y Puertos del País Vasco. Acceso on-line 25 de noviembre de 2016. <http://www.caminospaisvasco.com/Profesion/Publicaciones%20de%20nuestros%20colegiados/suds>.

Rodríguez T.; 2018 “Estudio de dinámica de los excedentes hídricos superficiales en cuencas urbanas de alta pendiente y sus implicancias en los procesos erosivos. Caso de estudio región urbana de Oberá Misiones”. Tesis doctoral. FCEIyA-UNR.

ANÁLISE COMPARATIVA DE SUSCETIBILIDADE A ALAGAMENTOS E INUDAÇÕES EM ÁREA URBANA PARA DIFERENTES ESCALAS DE PRECISÃO

1 Victória Gomes de Oliveira, 2 Newton Moreira de Souza

1 Universidade de Brasília, e-mail: victoriag.oliveira97@gmail.com; 2 Universidade de Brasília, e-mail: nmsouza@unb.br

Palavras-chave: Modelo HAND; Suscetibilidade à Inundação; Modelo Digital de Terreno.

Resumo

A análise de suscetibilidade a inundação e alagamento em áreas urbanas é um importante meio de elaboração de políticas públicas e regulamentação de infraestrutura nas cidades, uma vez que a ocorrência desses fenômenos causa prejuízos socioeconômicos e ambientais. Assim, busca-se estudar tais fenômenos e sua possibilidade de ocorrência, particularmente em grandes cidades, para mitigar os impactos à população e meio ambiente e monitorar a infraestrutura de drenagem de um centro urbano. O presente trabalho objetiva analisar a suscetibilidade à inundação e alagamento em parte da área urbana de São Sebastião, Região Administrativa situada na parte sudeste do território do Distrito Federal (DF), utilizando para fins comparativos dados de curva de nível com precisão altimétrica de 1 metro e 5 metros, além das formas de vertente e o modelo HAND. Para a realização do estudo utilizou-se do Modelo Digital de Elevação - MDE gerado a partir das curvas de nível de 5 m (2009) e 1 m (2016) disponibilizadas pelo Geoportal DF, imagem do Geoportal DF de 2021 e das bases cartográficas do Distrito Federal. Os procedimentos metodológicos foram aplicados com a utilização do *software* HAND Model de Nobre et al. (2011) para geração das cotas de drenagem normalizadas para a drenagem mais próxima e dos *softwares* QGIS e ArcGis Pro para realização dos mapas de hipsometria, altimetria do HAND e formas de vertente da área de estudo. Como resultados, tem-se que o intervalo hipsométrico entre 881 m e 1025 m para o MDE de 5m e 879,69 m e 1027,73 m para o MDE de 1m. Quanto ao HAND, os intervalos da rede de drenagem variam de 0 e 112,08 para o MDE de 5m e 0 e 101,40 para o MDE de 1 m, além do predomínio de forma de vertente planar para o MDE de 5m e sem predomínio de forma de vertente para o MDE de 1 m. Quanto à suscetibilidade de inundação e alagamento, pode-se perceber um aumento das áreas de alta suscetibilidade no MDE de 5m em relação ao MDE DE 1m, indicando uma superestimativa dos valores de propensão à inundação e alagamento para os dados de menor precisão altimétrica.

Introdução

Nas últimas décadas, o crescimento populacional no Distrito Federal (DF) proporcionou uma expansão urbana sem precedentes, acarretando em um processo de urbanização desenfreado e sem planejamento. Atrelado a isso, há uma urgência na identificação de áreas suscetíveis à desastres hidrológicos em centros urbanos, visto a falta de infraestruturas planejadas de drenagem urbana associada à possibilidade de ocorrência de acidentes envolvendo perdas humanas e econômicas.

Em centros urbanos, alguns tipos de desastres hidrológicos estão associados à ocorrência de eventos de inundação e alagamento. No caso de inundações, sua ocorrência se dá pelo extravasamento das águas da calha de um canal fluvial, quando a vazão é superior à capacidade de suporte do escoamento e é um processo que está associado a enchentes, que é o acréscimo na descarga de fluxo por um intervalo de tempo (Infanti Jr. & Fornasari Filho (1998) apud Batista (2014)). Já no caso de alagamentos, conforme Carvalho et al. (2007), ocorre o acúmulo momentâneo de águas superficiais em determinada área, devido a características do meio físico, problemas no sistema de drenagem e escoamento e precipitações pluviométricas de alta intensidade em regiões não associadas à hidrografia da região, podendo ter ou não relação com processos de natureza fluvial.

A fim de compreender os eventos hidrológicos em áreas urbanizadas ou em processo de urbanização e garantir a adequação desses processos, é necessário conhecer a suscetibilidade a esses eventos. A análise desses fenômenos abrange parâmetros e propriedades dos solos, do relevo, da geologia, das condições hidrogeológicas e do uso e ocupação.

Para tal análise, o modelo *Height Above Nearest Drainage* (HAND), descrito em Rennó et al. (2008) e Nobre et al. (2011), é um modelo hidrológico que representa um terreno suscetível à inundação de acordo com a distância vertical e horizontal do canal de drenagem mais próximo. De forma geral, o modelo normaliza a altitude de um relevo considerando a altura relativa ao longo da rede de drenagem, determinando assim o potencial gravitacional ou relativo da drenagem de uma área. Portanto, o HAND utiliza um Modelo Digital de Elevação (MDE) com altimetria normalizada em relação à rede de drenagem mais próxima.

Atrelado ao modelo HAND, pode-se utilizar a cartografia e o geoprocessamento como maneiras de caracterização do meio ambiente, seja do meio físico, biótico ou antrópico. Conforme o Caderno Técnico de Gestão Integrada de Riscos e Desastres (BRASIL, 2021), cartas como a carta de suscetibilidade são instrumentos que auxiliam os gestores e a sociedade na identificação e no diagnóstico dos locais e graus de risco, bem como orientam propostas para sua mitigação/redução. Assim, a elaboração de cartas de suscetibilidade à inundação e alagamento é de extremamente relevante para uso no planejamento territorial, urbano e ambiental e nas tomadas de decisão governamentais.

Desta forma, este trabalho se propõe a analisar a suscetibilidade a inundações e alagamentos em parte do perímetro urbano de São Sebastião, Região Administrativa do DF, utilizando de forma comparativa os MDE extraídos das curvas de nível de 5 metros (1997) e 1 metro (2016) do DF, disponibilizados pelo Geoportal DF, o modelo HAND (Rennó et al. (2008); Nobre et al., 2011) e operações cartográficas dos *softwares* QGIS e ArcGis Pro para composição e representação dos resultados obtidos no trabalho.

Materiais e Métodos

Para a análise de suscetibilidade de inundação e alagamento, o território do DF dispõe de base topográfica 1:2.000 com curvas de nível de metro em metro em áreas urbanas, o que permite uma elaboração de parâmetros geomorfométricos detalhados. A escolha da Região Administrativa de São Sebastião, no Distrito Federal, levou em consideração uma área urbanizada que possui dados de curvas de nível de 5 metros e 1 metro, perfazendo uma área de 1287,92 há, e que teve seu processo de urbanização intensificado nos últimos 20 anos.

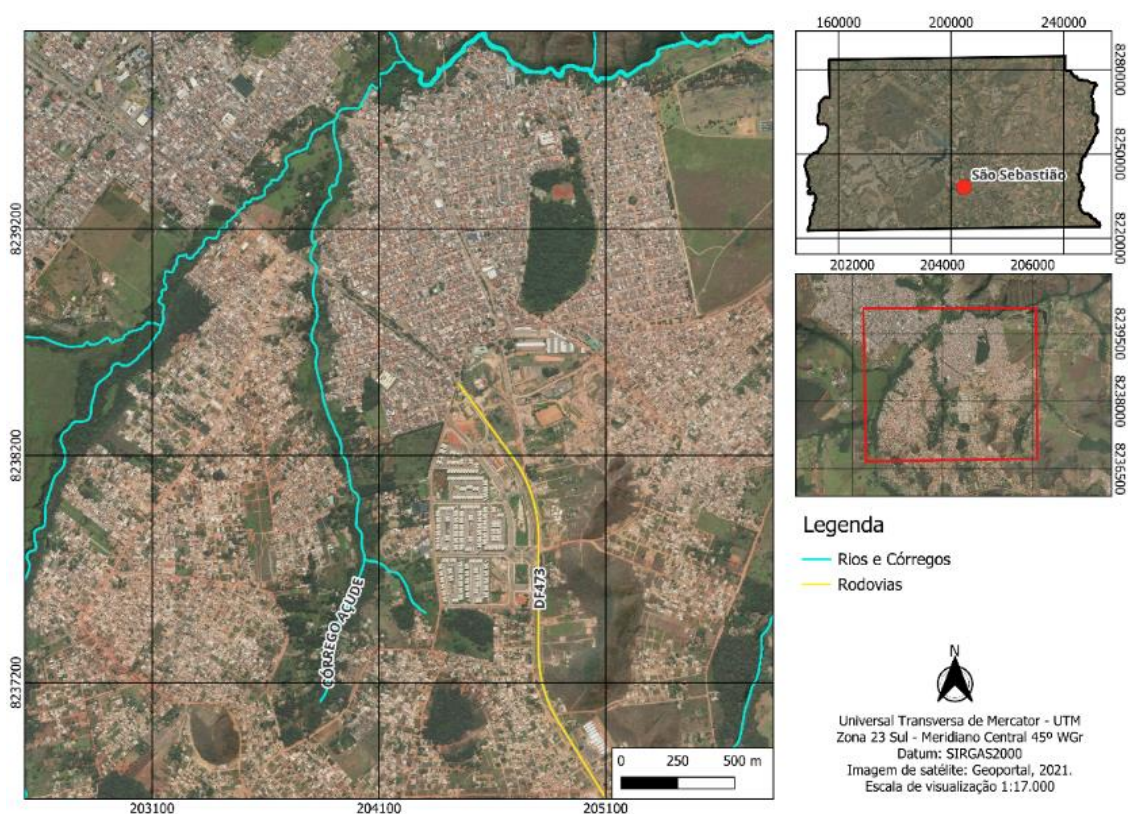


Figura 1: Mapa de localização da área de estudo.

Para a realização do estudo, utilizou-se dos seguintes materiais:

- Base Cartográfica do DF - na escala 1:10.000 e 1:2.000 com projeção UTM (Fuso 23S) e Datum SIRGAS 2000, em arquivo shapefile (shp).
- MDE/DF - MDE resultante das curvas de nível de 5 metros (2009) e 1 metro (2016) disponíveis no Geoportal DF, Datum SIRGAS2000.
- Imagem do Geoportal DF: Satélites GeoEye, WordView e WordView II. Projeção UTM e Datum SIRGAS 2000. Resolução espacial 50 cm. Data: 14 de junho de 2021.

Os procedimentos técnicos foram realizados nos *softwares* QGIS 3.30, ArcGis Pro e HAND Model.

A metodologia de modelagem de inundações consistiu na adaptação da Nota Técnica para Elaboração de Modelagens de Inundação (CPRM, 2021) com o trabalho de Silva Neto (2013), uma vez que este trabalho abrange escalas de precisão de 1:10.000 e 1:2.000. Assim, foi feita a combinação de três variáveis: formas de vertente, altitude e distância vertical à drenagem mais próxima. Esta última dada pelo modelo normalizado de terreno, modelo HAND - *Height Above the Nearest Drainage* (RENNÓ et al., 2008 apud CPRM, 2021).

Para a análise de suscetibilidade das formas do terreno ou vertente, utilizou-se da combinação entre as curvaturas vertical e horizontal. As curvaturas são obtidas com o auxílio da ferramenta *Curvature* no ArcGis Pro, obtendo os três tipos de curvatura. O produto final da associação da curvatura vertical (côncavo, retilíneo e convexo) e curvatura horizontal (convergente, planar e divergente) estabelece nove classes distintas para as formas do terreno (VALERIANO, 2008a apud Silva Neto, 2013) (Figura 2). Desse modo, constatou-se que a curvatura horizontal é a curvatura mais representativa para a análise de acúmulo de água superficial, exercendo maior influência nas classes de suscetibilidade as inundações e alagamentos.

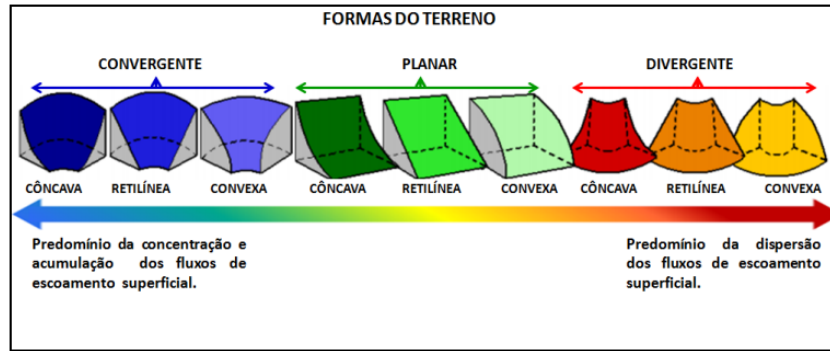


Figura 2: Classes das formas do terreno.
 Fonte: Silva Neto, 2013.

Os processos de modelagem, que compõe os mapas de suscetibilidade, contemplaram as seguintes etapas (Tabela 1).

Etapas da Modelagem de Inundação			
1. Classificação da Altimetria	2. Classificação das Formas de Vertente	3. Classificação do HAND	4. Integração das Variáveis
Classificação do MDE com peso 3 para áreas mais baixas, peso 2 para áreas intermediárias e peso 1 para áreas mais elevadas. Para definir os limiares de classe é usado o método quartil.	Classificação das formas de vertente quanto a predisposição à inundação ou à alagamento. Peso 3 para vertente convergente, peso 2 para vertente planar e peso 1 para vertente divergente.	Classificação do modelo HAND com peso 3 para cotas mais baixas, peso 2 para cotas intermediárias e peso 1 para cotas mais elevadas, considerando as cotas de inundação mais suscetíveis. Para definir os limiares de classe é usado o método quartil.	Os rasters são somados, resultando em um produto que indica áreas mais ou menos suscetíveis à inundação ou à alagamento.

Tabela 1: Etapas de execução da análise, classificação e zoneamento da suscetibilidade a inundações (adaptado de CPRM, 2021 e Silva Neto, 2013).

Após a obtenção dos dados e curvas de nível, foram gerados os MDEs das curvas nível de 5 metros e 1 metro. A partir do MDEs corrigidos, foram elaborados os mapas de hipsometria ou de altimetria, modelo HAND e curvatura do relevo no QGIS 3.30. Com auxílio do QGIS, os rasters foram reclassificados de acordo com os pesos estabelecidos de 1 a 3 para cada variável, sendo 1 igual à baixa suscetibilidade, 2 igual à média suscetibilidade e 3 igual à alta suscetibilidade da variável a ocorrência de processos de inundação e alagamento. Após a reclassificação, as camadas são somadas por meio de Calculadora Raster no QGIS, gerando um intervalo de valores de 3 a 9 para a análise de suscetibilidade. A esses valores são atribuídas as classes de suscetibilidade à inundação, como mostra a Tabela 2.

PESO	3	4	5	6	7	8	9
CLASSE	Baixa	Baixa	Baixa	Média	Média	Alta	Alta

Tabela 2:- Classificação da suscetibilidade a inundações, de acordo com o peso atribuído (CPRM, 2021).

O fluxograma a seguir apresenta, de forma resumida, a representação esquemática da execução da metodologia nas etapas principais: montagem da base cartográfica, processamento de MDE, processamento no modelo HAND, análise das curvaturas do relevo e operações cartográficas (Figura 3).

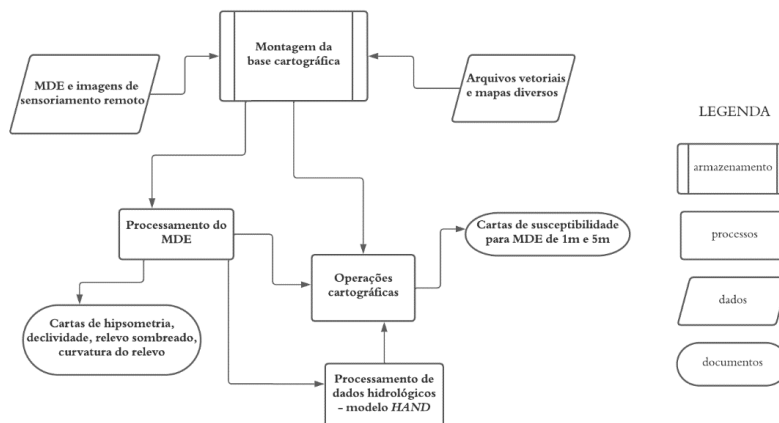


Figura 3: Fluxograma do mapeamento hidrológico.

Resultados e Discussão

A partir das curvas de nível de 5 metros e 1 metro, foi possível gerar os MDEs da área de estudo. Para o recorte da área e tamanho do pixel, o tamanho, em hectares, do *raster* de MDE 5 m é ligeiramente menor que o MDE 1 m, sendo o tamanho do primeiro igual a 1286,99 ha e o tamanho do segundo igual a 1287,92 ha, diferença em área de 0,93 ha e diferença percentual de 0,07%. Assim, para melhor tradução dos resultados obtidos, foi feita também a análise percentual para fins de comparação.

A altitude, obtida como primeiro produto e variável do trabalho, é uma variável de extrema relevância na identificação de áreas com suscetibilidade a inundações e alagamentos, uma vez que a altitude influencia no nível de água alcançado por um evento hidrológico (Santos et al, 2010), devido a efeitos gravitacionais e de direcionamento do fluxo de água.

Para a modelagem de inundação, a altimetria é obtida diretamente dos MDE de 5m e 1m. Os intervalos de valores altimétricos para o MDE 5m variaram entre 881 m e 1025 m, enquanto que o MDE 1m variou entre 879,69 m e 1027,73 m. Os dados foram reclassificados para escala de 1 a 3, utilizando o método do Quartil, diretamente no *software* QGIS.

Os resultados são *rasters* em que as áreas com menor altitude receberam peso 3, devido a sua alta suscetibilidade à inundação. Áreas com altitudes intermediárias receberam peso 2 e áreas com altitudes elevadas receberam peso 1, devido à baixa suscetibilidade (Tabela 3). Para ambos MDE, o quartil com maior área corresponde ao peso 2, para os intervalos altimétricos intermediários e de média suscetibilidade (Figura 4).

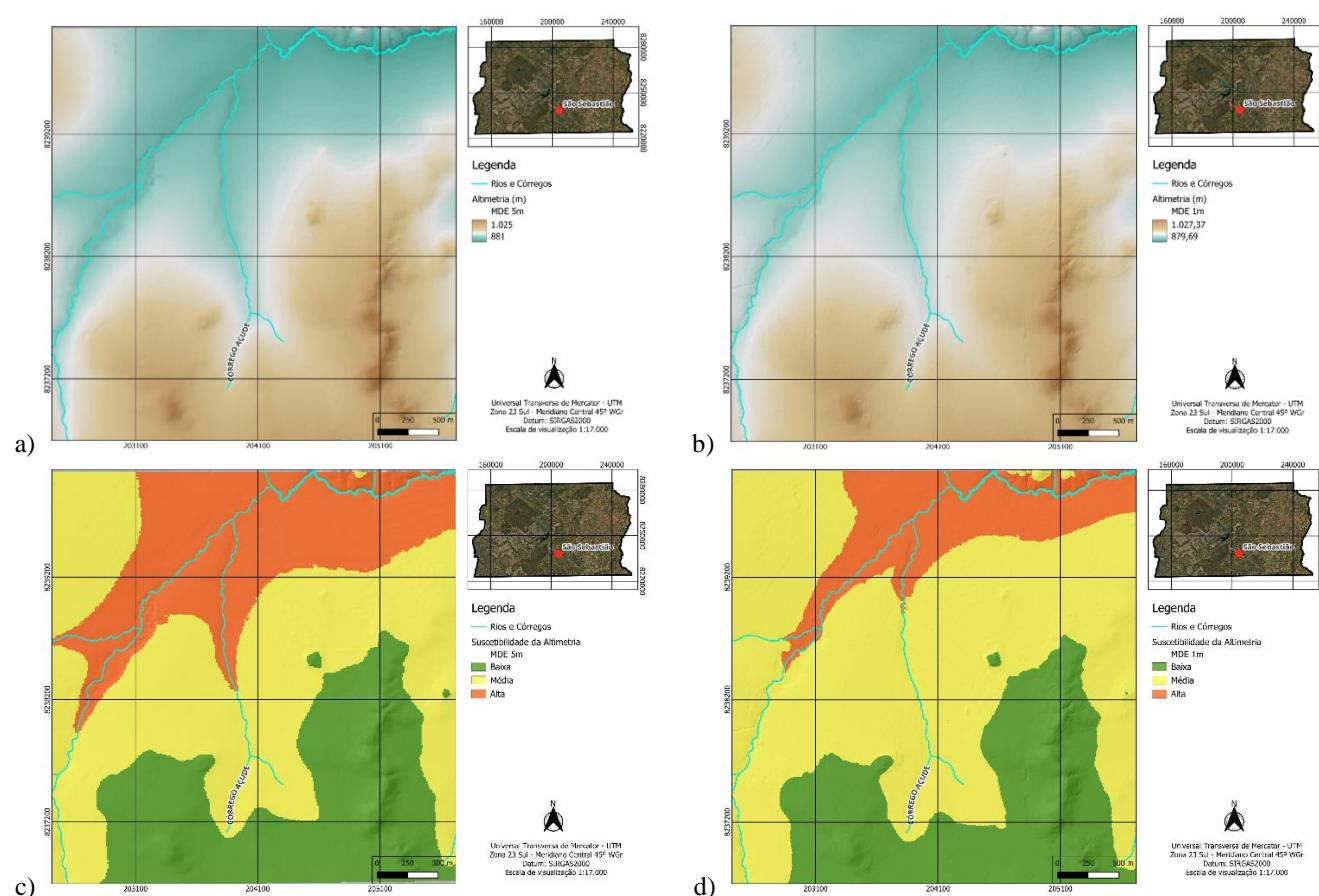


Figura 4: Mapa hipsométrico da área de estudo. (a) Altimetria do MDE de 5m; (b) Altimetria do MDE de 1m; (c) Classificação da suscetibilidade à inundação da altimetria do MDE 5m; e (d) Classificação da suscetibilidade à inundação da altimetria do MDE 1m.

		Altimetria	
		MDE 5m	MDE 1m
Peso 3	Intervalo altimétrico (m)	881-919,99	879,69-910,83
	Área (ha)	319,98	176,97
	Porcentagem (%)	24,86	13,74
Peso 2	Intervalo altimétrico (m)	919,99-956,29	910,83-958,84
	Área (ha)	645,13	817,73
	Porcentagem (%)	50,13	63,49
Peso 1	Intervalo altimétrico (m)	956,29-1025	958,84-1027,37
	Área (ha)	321,88	293,22

	Porcentagem (%)	25,01	22,77
Total	Intervalo altimétrico (m)	881-1025	879,69-1027,37
	Área (ha)	1286,99	1287,92
	Porcentagem (%)	100,00	100,00

Tabela 3:- Classificação da altimetria quanto à suscetibilidade a inundações, de acordo com o peso atribuído.

A análise da curvatura ou formas de vertente do terreno abrangeu a identificação de formas convergente, pouco convergente, planar, pouco divergente e divergente. Como identificado por Silva Neto (2013), a curvatura horizontal é o principal tipo de curvatura para a análise de concentração de águas de escoamento superficial, sendo considerado neste trabalho peso 3 para curvatura convergente, peso 2 para curvatura planar e peso 1 para curvatura divergente. A forma de terreno constitui-se como uma variável essencialmente qualitativa e a partir da sua geometria podem ser atribuídos efeitos que podem ser ordenados pela sua intensidade na ocorrência de eventos geodinâmicos (Valeriano, 2008a apud Silva Neto, 2013).

As formas de vertente foram obtidas a partir da ferramenta *Curvature* no Arcgis Pro para ambos MDEs. A combinação de curvaturas verticais (côncavo, retilíneo e convexo) com a curvatura horizontal convergente foram observadas em 20,13% da área do MDE 5m em comparação com 33,44% no MDE 1m. Essas classes podem ser denominadas com suscetibilidade alta à inundação.

As formas de vertente que combinam as curvaturas verticais com a curvatura horizontal planar são definidas como classe de média suscetibilidade à inundação. Essa classe é verificada em 60,12% da área do MDE 5m comparativamente à 33,38% da área do MDE 1m. Percebe-se que a menor escala de precisão (MDE de 5 metros) tende a suavizar mais a curvatura do relevo e, assim, possui mais áreas de relevo plano.

Por fim, as formas de vertente combinadas a partir das curvaturas verticais com a curvatura horizontal divergente são definidas como classe de baixa suscetibilidade à inundação. Essa classe é verificada em 19,75% da área do MDE 5m comparativamente à 33,18% da área do MDE 1m da área estudada. Este último dado evidencia também que, para o MDE 1m, os tipos de curvatura são mais bem distribuídos, gerando uma análise de relevo com mais nuances topográficas.

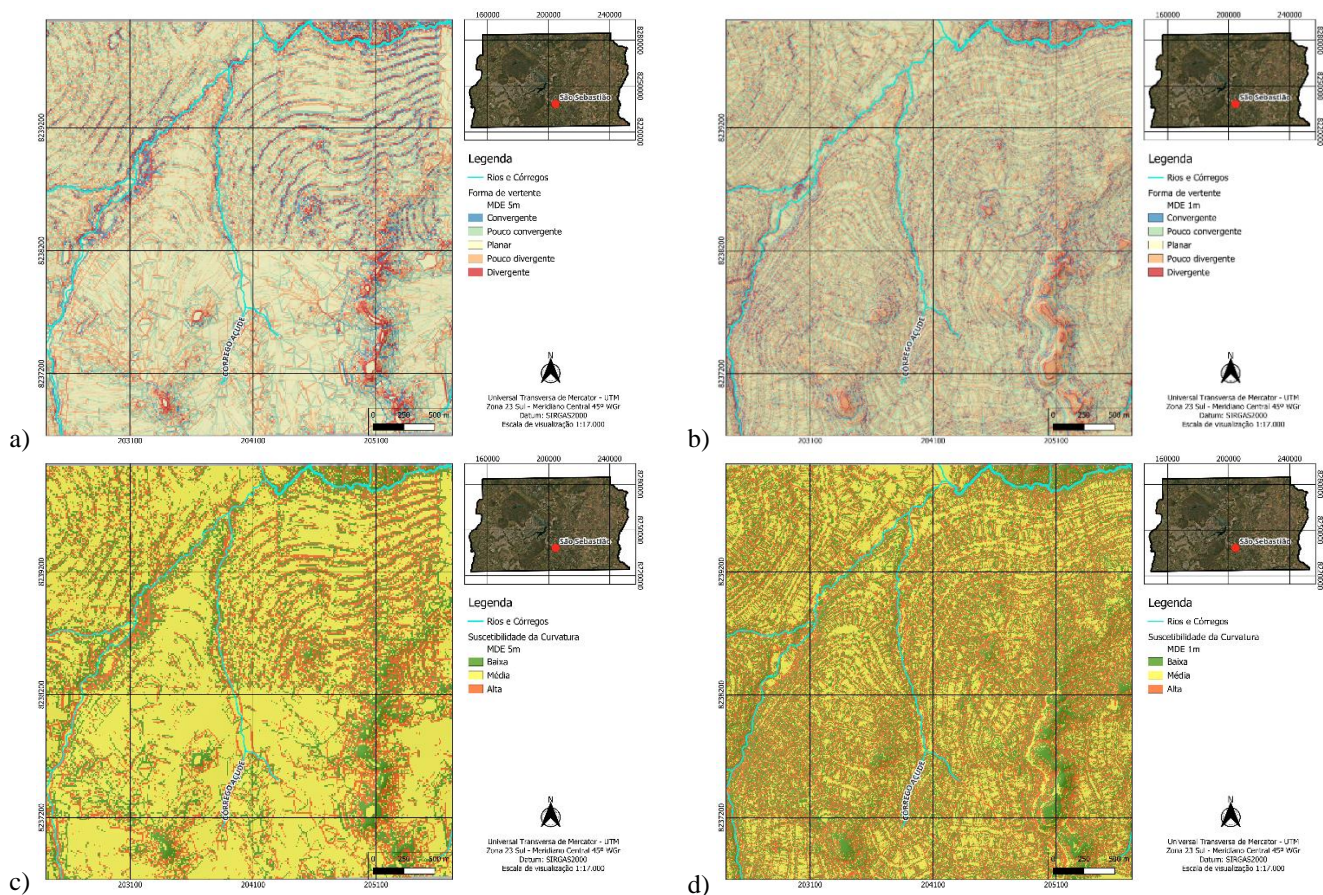


Figura 5: Mapa de formas de vertente da área de estudo. (a) Curvaturas do MDE de 5m; (b) Curvaturas do MDE de 1m; (c) Classificação da suscetibilidade à inundação da curvatura do MDE 5m; e (d) Classificação da suscetibilidade à inundação da curvatura do MDE 1m.

Formas de Vertente			
		MDE 5m	MDE 1m
Peso 3	Curvatura	Convergente	Convergente
	Área (ha)	259,04	430,69
	Porcentagem (%)	20,13	33,44
Peso 2	Curvatura	Planar	Planar
	Área (ha)	773,75	429,90
	Porcentagem (%)	60,12	33,38
Peso 1	Curvatura	Divergente	Divergente
	Área (ha)	254,21	427,32
	Porcentagem (%)	19,75	33,18
Total	Área (ha)	1286,99	1287,92
	Porcentagem (%)	100,00	100,00

Tabela 4:- Classificação das formas de vertente quanto à suscetibilidade a inundações, de acordo com o peso atribuído.

Para o cálculo do modelo HAND, também se utiliza dos MDEs de 5m e 1m. Os intervalos de valores altimétricos normalizados pelo HAND para o MDE 5m variaram entre 0 e 112,08, enquanto que o MDE 1m variou entre 0 e 101,40. Os dados foram reclassificados para escala de 1 a 3, utilizando o método do Quartil, diretamente no *software* QGIS, sendo que as áreas mais baixas (em relação à drenagem) recebem peso 3, por serem mais suscetíveis e as áreas mais altas, peso 1 (menos suscetíveis). (CPRM, 2021).

Os resultados são *rasters* em que as áreas com menores valores receberam peso 3, devido a sua alta suscetibilidade à inundações. Áreas com valores normalizados intermediários receberam peso 2 e áreas com valores normalizados elevados receberam peso 1, devido à baixa suscetibilidade (Tabela 5). Para ambos MDEs, o quartil com maior área corresponde ao peso 1, intervalo altimétrico normalizado de baixa suscetibilidade (Tabela 5), sendo 50,33 % da área do MDE 5m e 49,68 % da área do MDE 1m.

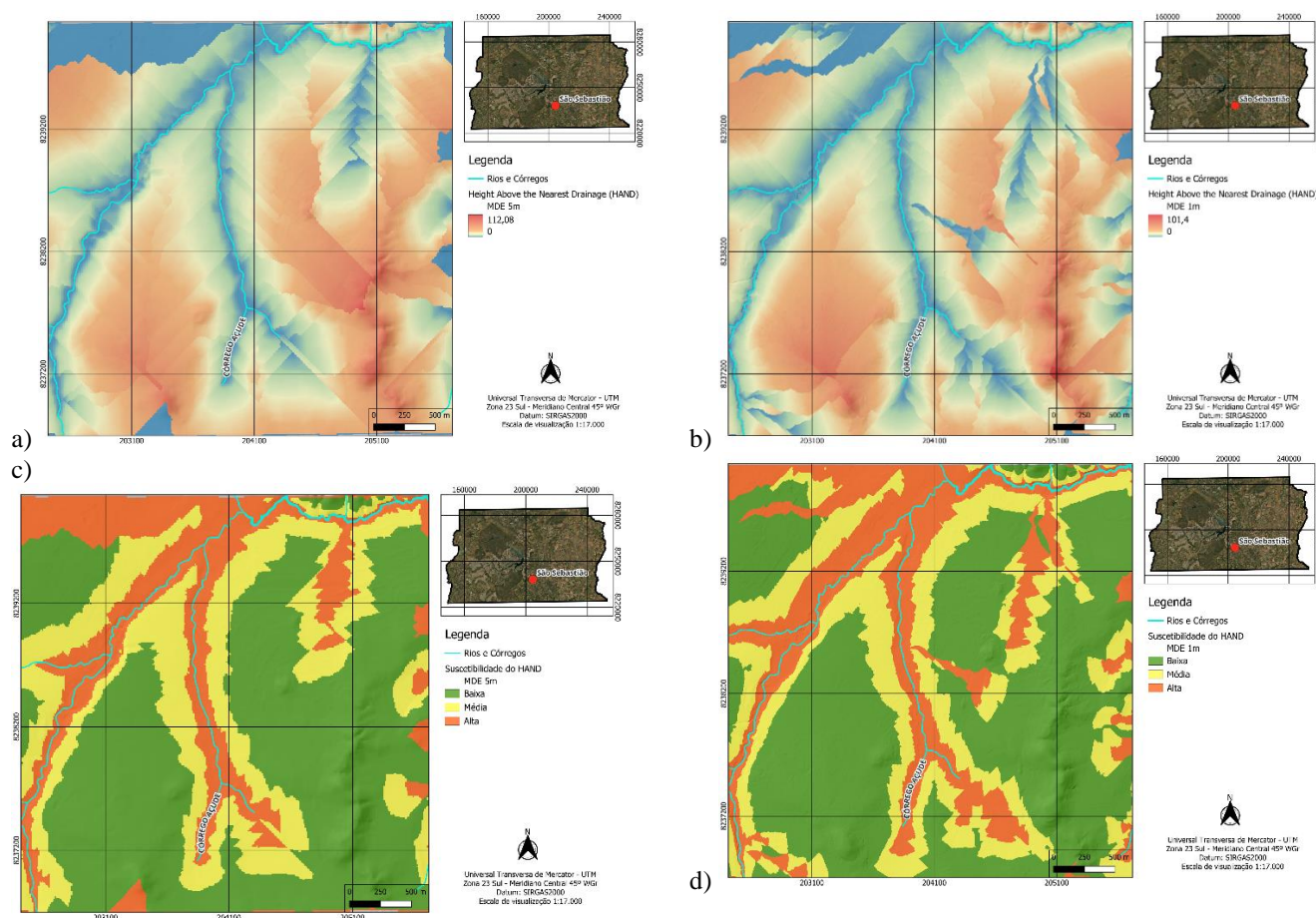


Figura 6: Mapa do modelo HAND da área de estudo. (a) HAND do MDE de 5m; (b) HAND do MDE de 1m; (c) Classificação da suscetibilidade à inundações do HAND do MDE 5m; e (d) Classificação da suscetibilidade à inundações do HAND do MDE 1m.

Modelo HAND			
		MDE 5m	MDE 1m
Peso 3	Intervalo altimétrico (m)	0-6,09	0-6,84
	Área (ha)	314,34	322,26
	Porcentagem (%)	24,42	25,02
Peso 2	Intervalo altimétrico (m)	6,09-16,70	6,84-15,70
	Área (ha)	324,90	325,78
	Porcentagem (%)	25,24	25,30
Peso 1	Intervalo altimétrico (m)	16,7-112,08	15,70-101,40
	Área (ha)	647,76	639,87
	Porcentagem (%)	50,33	49,68
Total	Intervalo altimétrico (m)	0-112,08	0-101,40
	Área (ha)	1286,99	1287,92
	Porcentagem (%)	100,00	100,00

Tabela 5:- Classificação do Modelo HAND quanto à suscetibilidade a inundações, de acordo com o peso atribuído.

À partir das variáveis reclassificadas (forma de vertente suscetível, altitude suscetível e HAND) somadas por álgebra de mapas, são gerados *rasters* com valores de 3 a 9 para os MDE 5m e 1m. Com esses valores, é possível atribuir as classes de suscetibilidade segundo a Tabela 2. Nos resultados obtidos, é possível observar as diferenças quantitativas e percentuais entre os MDEs, sendo a classe mais expressiva para ambos a de baixa suscetibilidade, com valor igual à 47,73 % no MDE 5m e 47,30%, no MDE 1m.

Contudo, constata-se que há um aumento das áreas de alta e baixa suscetibilidades no MDE 5m, enquanto o aumento das áreas no MDE 1m se dá na média suscetibilidade (Tabela 6).

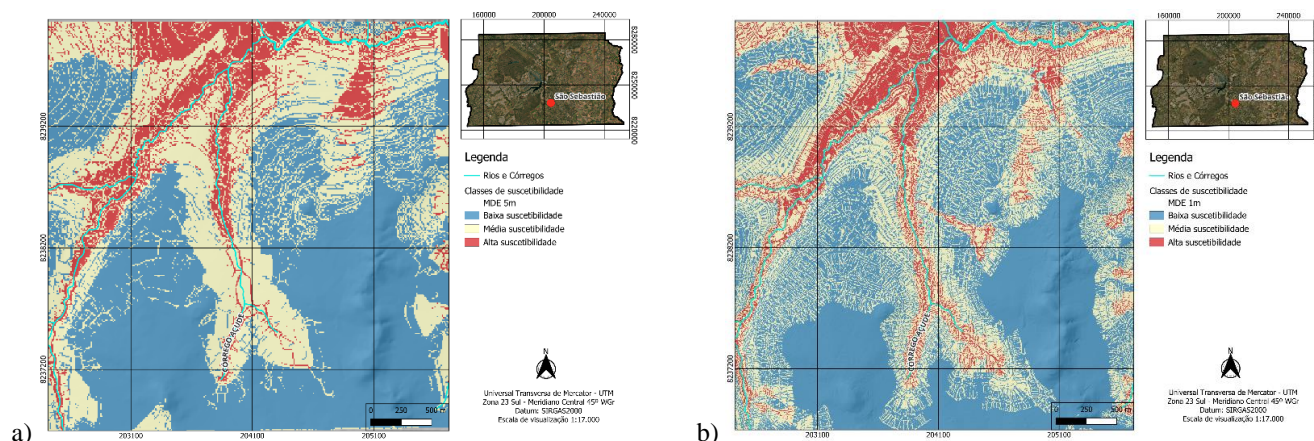


Figura 7: Mapa da suscetibilidade a inundações e alagamentos da área de estudo. (a) Classes de suscetibilidade à inundação do MDE de 5m; (b) Classes de suscetibilidade à inundação do MDE de 1m.

Classes de Suscetibilidade			
		MDE 5m	MDE 1m
Baixa Suscetibilidade	Área (ha)	614,24	609,24
	Porcentagem (%)	47,73	47,30
Média Suscetibilidade	Área (ha)	491,54	514,43
	Porcentagem (%)	38,19	39,94
Alta Suscetibilidade	Área (ha)	181,22	164,25
	Porcentagem (%)	14,08	12,75
Total	Área (ha)	1286,99	1287,92
	Porcentagem (%)	100,00	100,00

Tabela 6:- Classificação da suscetibilidade quanto à suscetibilidade a inundações, de acordo com o peso atribuído.

Os resultados mostram que o nível de precisão dos dados altimétricos (curvas de nível de 5 metros e 1 metro) podem identificar áreas semelhantes quanto a suscetibilidade a inundações e alagamentos, porém com maior ou menor riqueza de detalhes, dependendo da escala de projeto necessária. Identificar, de maneira eficiente, áreas com suscetibilidade a eventos hidrológicos atende demandas de mapeamento que indicam aptidão à urbanização em centros urbanos e a utilização de dados de alta precisão traduz de forma mais verossímil a realidade de cada local.

Comentários finais

A modelagem de inundações se caracteriza como uma simplificação da realidade, uma vez que muitas são as variáveis que influenciam nos processos de inundações e alagamentos. Dessa forma, não se recomenda utilizar o modelo para análises em escala de precisão que não são compatíveis com a escala de trabalho pré-estabelecida.

Este trabalho modelou a suscetibilidade a inundações e alagamentos em parte do perímetro urbano de São Sebastião (DF), considerando dados de precisão altimétrica distintos. A análise dos parâmetros considerados para o modelo evidenciou diferenças na suscetibilidade de acordo com o nível de precisão dos dados utilizados.

A partir dos produtos de cada MDE, pode-se constatar que 50,13% da altimetria obteve peso 2 para o MDE 5m, enquanto o peso 2 correspondeu à 63,49% do MDE 1m. Já para as formas de vertente, 50,13% da altimetria obteve peso 2 (vertente planar), evidenciando uma suavização do relevo, enquanto que para o MDE 1m os valores dos pesos foram mais próximos entre si. Para o HAND, 50,33% da área obteve peso 1 para o MDE 5m em comparação à 49,68% do peso 1 no MDE 1m.

Por fim, a operação cartográfica dos três parâmetros obteve um resultado de suscetibilidade que evidencia que o MDE 5m superestima as áreas de alta e baixa suscetibilidade em relação ao MDE 1m, já o MDE 1m possui mais áreas de média suscetibilidade. É possível observar também uma maior amplitude de valores dos parâmetros altimétricos e do HAND para o MDE 5m, sendo que este mesmo MDE suaviza o relevo com maior quantidade de curvaturas planas em relação à maior presença de curvaturas convergente e divergente no MDE 1m.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao apoio financeiro concedido pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e pela Universidade de Brasília (UnB) para realização deste trabalho.

Referências Bibliográficas

Batista, P. H. L. 2014. Cartografia Geotécnica aplicada aos Riscos de Alagamento e Inundação na Bacia do rio São Bartolomeu. Dissertação de Mestrado, Publicação G.DM-236/2014, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 223p.

Carvalho, C.S., Macedo, E.S. & Ogura, A.T. (Org). 2007. Mapeamento de riscos em encostas e margens de rios. Brasília, DF, Min. Das Cidades/IPT, 176p.

Ministério do Desenvolvimento Regional, Secretaria Nacional de Proteção e Defesa Civil (Brasil). 2021. GRID+10: Caderno Técnico de Gestão Integrada de Riscos e Desastres. Brasília, DF, 1º ed., 154p.

Ministério do Meio Ambiente (Brasil). 2007. Vulnerabilidade Ambiental: Desastres naturais ou fenômenos induzidos?. Brasília, DF, 196p.

Nobre, A. D., Cuartas, L. A., Hodnett, M. et al 2011a. Height Above the Nearest Drainage – a hydrologically relevant new terrain model. *Journal of Hydrology* 404, 13–29.

Nobre, A. D.; Silveira, A ... Cuartas, L.A., 2011b. Aspectos físicos e geográficos das áreas ripárias no Brasil: análise preliminar da legislação. *Ciência para o Código Florestal*. São José dos Campos: Centro de Ciência para o Sistema Terrestre – INPE, 110 p. Relatório Científico.

Oliveira, B.R. (2018). Cartografia geotécnica de grande escala: estudo de caso setor habitacional Asa Taquari, Distrito Federal. Dissertação de Mestrado, Publicação G.DM-305/2018, Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 144p.

Rennó, C. D., et al. 2008. HAND, a new terrain descriptor using SRTM-DEM: Mapping terra-firme rainforest environments in Amazonia. *Remote Sensing of Environment*, v. 112, p. 3469-3481.

Santos, AR dos; Louzada, F. L. R. O.; Eugenio, F. C. 2010. ARCGIS 9.3 total: aplicações para dados espaciais. Alegre, ES: CAUFES, 184p.

Serviço Geológico do Brasil - CPRM (Brasil). 2021. Nota Técnica para Elaboração de Modelagens de Inundação. Repositório Institucional de Geociências, 9p.

Silva Neto, J. C. A. 2013. Avaliação da vulnerabilidade à perda de solos na bacia do rio Salobra, MS, com base nas formas do terreno. *Geografia (Londrina)*, v. 22, p. 5-25.

ALAGAMENTOS E INUNDAÇÕES: ANÁLISE DAS SÉRIES TEMPORAIS PLUVIOMÉTRICA E FLUVIOMÉTRICA DA CIDADE DE PARINTINS AMAZONAS/1961-2021

1 Inaldo de Souza Albuquerque, 2 Edelson Gonçalves marques 3 Wellington Roozevelt da Silva Ferreira 4 João D'Annunzio de Azevedo filho

1 Mestrando da Universidade do Estado do Amazonas-UEA, Escola Normal Superior, Av. Djalma Batista, 2470- Chapada, CEP: 69050-300, Manaus – AM, e-mail, idsa.mgr22@uea.com.br; 2 Mestre egresso da Universidade do Estado do Amazonas, – UEA, Centro de Estudos Superiores de Parintins/UEA, Estrada Odovaldo Novo, S/N, Dejará Vieira – 69.150-000-Parintins-AM, 3 Mestrando da Universidade do Estado do Amazonas-UEA, Escola Normal Superior, Av. Djalma Batista, 2470- Chapada, CEP: 69050-300, Manaus – AM, e-mail, wrdsf.mgrh22@uea.edu.br, 4 Professor Doutor da Universidade do Estado do Amazonas – UEA, Centro de Estudos Superiores de Parintins/UEA, Estrada Odovaldo Novo, S/N, Dejará Vieira – 69.150-000-Parintins-AM, e-mail, jdazevedo@uea.edu.br.

Palavras-chave: Chuvas; enchentes; urbanização.

Resumo

O estudo, apresenta a série histórica da pluviosidade na cidade de Parintins, com dados da estação pluviométrica N° 256000, com um recorte temporal de 60 anos. e analisou as informações da estação fluviométrica N° 16350002 em um período de 1967 a 2021. Para a análise e descrição maiores enchente, as maiores vazante de acordo com a série histórica. Com esses dados, foi possível verificar a problemática das inundações e alagamentos que ocorrem na cidade. O objetivo da pesquisa, é compreender como os eventos extremos pluviométricos e fluviométricos, causam os alagamentos e inundações nas áreas vulneráveis, causando prejuízos e transtornos aos municípios das áreas afetadas. Os dados foram extraídos do *site* da Agência Nacional de Águas (ANA), ferramenta Hidroweb, para o tratamento dos dados e realização dos gráficos. Também, com informações da Defesa Civil da cidade de Parintins, em jornais *online*, com a finalidade de colher informações das áreas e a população afetada pelos eventos extremos. Quanto aos resultados obtidos, verificou-se que o comportamento pluviométrico e fluviométrico está dentro dos padrões para a região, os acontecimentos extremos, são eventos atípicos ocasionados pelos fenômenos El Niño, La Niña e aquecimento global, sendo os principais fatores. Também a falta de políticas públicas e ordenamento, são fatores que preocupam o planejamento urbano e a produção espacial, de modo que, as inundações e alagamentos causam prejuízos e transtornos em alguns bairros e localidades no centro da cidade.

Introdução

A região Amazônica, na sua totalidade, contempla aproximadamente uma extensão territorial com área estimada de 6,3 milhões de quilômetros quadrados. Com dimensão abrangendo os países: Brasil, Bolívia, Peru, Colômbia, Equador, Venezuela e Guiana.

O maior rio da bacia Amazônica é o rio Amazonas, com média de descarga de água de 220.000 m³ no oceano Atlântico por segundo. Com a intensificação da precipitação no período chuvoso na região, a vazão do rio Amazonas atinge cerca de 300.000 m³/s.

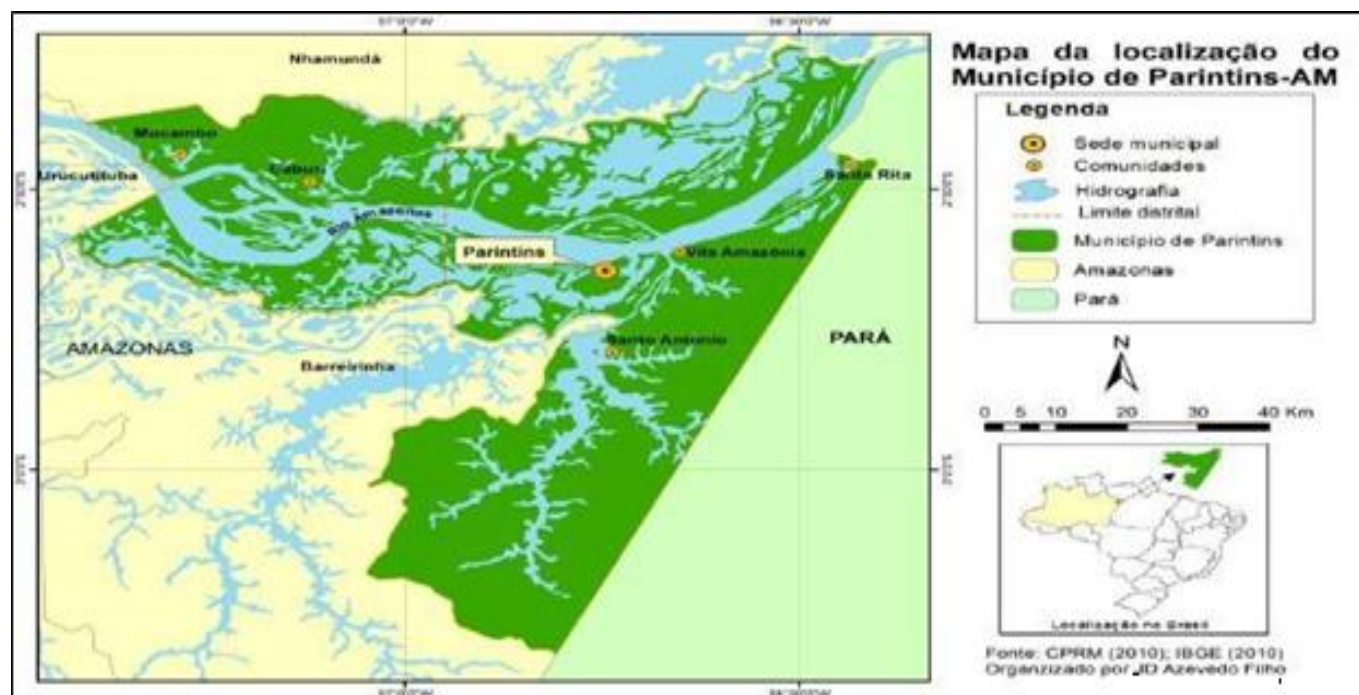
A cidade de Parintins/AM, situada a margem direita do rio Amazonas, é formada por pequenas ilhas que estão ligadas entre si antropicamente. Recebe anualmente, no período chuvoso, grande fluxo de precipitação que ocasiona eventos extremos, maiores transtornos para a população local, em especial as populações que residem nas margens dos rios, córregos e igarapés que recortam o território da sede do município.

Este estudo, apresenta os índices pluviométricos dos últimos 60 anos e, dados fluviométricos da série temporal dos últimos 54 anos da cidade de Parintins.

O objetivo da pesquisa, é compreender como os eventos extremos (pluviométricos e fluviométricos), recorrentes no município de Parintins/AM, influenciam a vida da população.

Material e Métodos

Para alcançar o objetivo da pesquisa, buscou-se na cidade de Parintins/AM, figura 1, informações pertinentes a Estação Pluviométrica, no intuito de identificar quais as cotas máximas e mínimas alcançadas, em um recorte temporal que inicia no ano 1961, chegando até o ano de 2021 e, as informações da Estação Fluviométrica dos anos 1967 a 2021, o sentido de possibilitar identificar os períodos das maiores e menores chuvas, na série histórica máxima; mínima da máxima e máxima da mínima.



Fonte: Azevedo Filho, 2013

Figura 1- Rio Amazonas e localização do município de Parintins-AM/BR. Fonte: Azevedo Filho, 2013

Para identificar as áreas sensíveis a alagações e inundações do município de Parintins, buscou-se informações na sede da Defesa Civil da cidade de Parintins, no Portal da Transparência da Prefeitura- PMP, sites jornalísticos a nível local e regional.

Dados in situ

A ANA, é responsável pelos registros das informações coletadas na Estação Fluviométrica N° 16350002, instalada na margem direita do rio Amazonas, no município de Parintins/AM.

Os registros de nível da água da estação linimétrica Parintins, são coletados duas vezes ao dia, nos horários de 7h da manhã e às 17h, todos os dias da semana na forma manual. Em um determinado período do mês, as informações são repassadas para a Agência, que disponibiliza os dados no Site Oficial ANA, ferramenta Hidroweb. A tabela 1, apresenta os dados da Estação Linimétrica de Parintins.

Código da ANA (2019)	N° 16350002
Nome da Estação Linimétrica	Parintins
Bacia Hidrográfica	Amazônica
Município	Parintins/AM
Coordenada Latitude	02° 37'42" S
Coordenada Longitude	56° 44'09" W
Altitude	27m
Área	6004,9 km ²
Período de observação	Ano: 1967 - 2021

Tabela 1 – Estação de Coleta de dados hidrométricos. Fonte: HidroWeb

Código da ANA (2021)	Nº 256002
Nome da Estação Linimétrica	Parintins
Bacia Hidrográfica	Amazônica
Município	Parintins/AM
Coordena da Latitude	-2,633333
Coordena da Longitude	-56,733333
Período de observação	Ano: 1967 - 2021

Tabela 2 – Estação de Coleta de dados Pluviométricos. Fonte: Hidroweb Estação hidrometeorológica do rio Amazonas na cidade de Parintins – AM

Comportamento Histórico (climatológico) das chuvas

Segundo Molinier et al (1995) “a Bacia Amazônica está submetida a um regime de precipitação fundamentada de origem Atlântica, com precipitação média anual de 2.460mm/ano”. Com destaque para os fenômenos La Niña que aumenta o nível de pluviosidade e o El Niño, que possibilitam menor índice de pluviosidade na Região Norte.

Nesse sentido, é possível identificar como as chuvas são reguladas, como elas ocorrem na região e como está relacionada aos grandes eventos sendo visível a identificação na cidade de Parintins através das médias anuais. O gráfico, apresenta uma série temporal de 1961 a 2021, trazendo de forma oscilativa a cada ano, onde se modificam suas características anuais com suas series históricas diferenciada, percebe-se, no entanto, que as oscilações mantêm um padrão de pluviosidade que está dentro do comportamento pluvial regional e local. Pode-se observar no gráfico que, não foram registradas as séries de 1971 a 1974 na estação pluviométrica. Deixando um intervalo que não foram lançadas as informações.

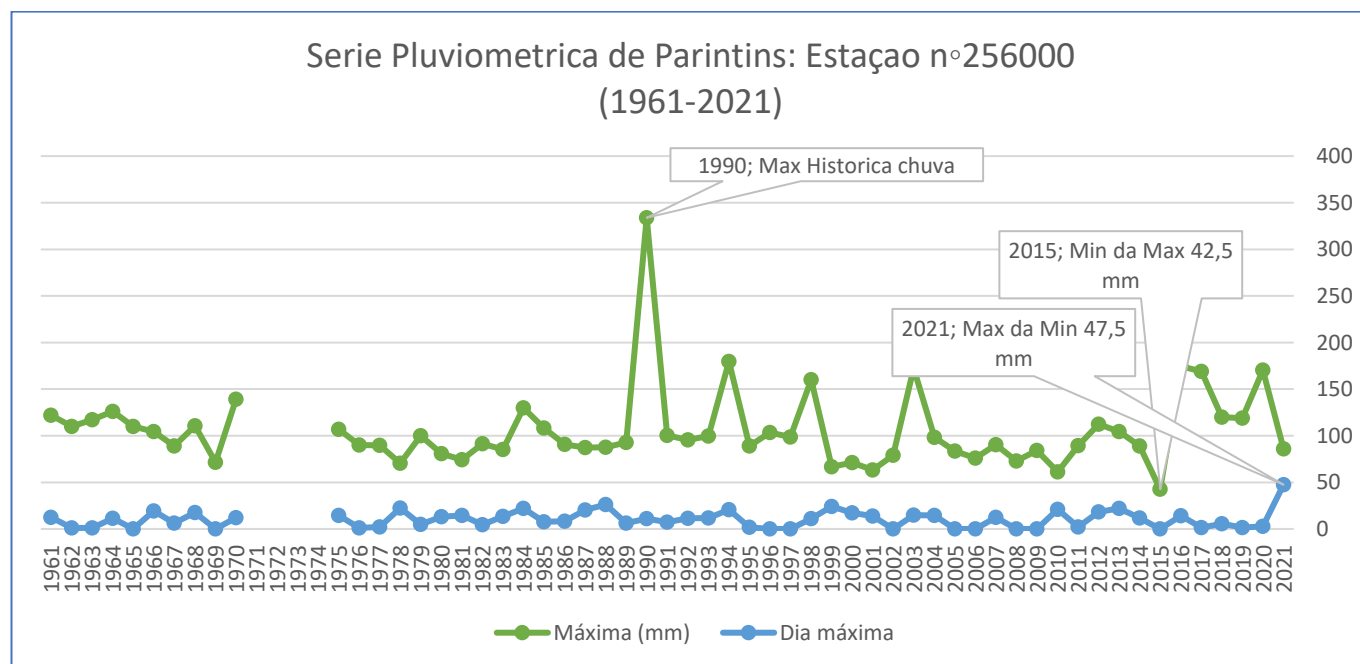


Figura 2: Série pluviométrica da estação de Parintins-AM. Fonte: Hidroweb. Organizado: Almeida, MNS, MARQUES, E. G.

Os indicativos apresentam que a máxima história aconteceu em 1990 com 333,9mm, sendo um evento diferente e isolado, com um índice muito acima em relação aos outros anos, que se identificou o maior dia de chuva na cidade de Parintins. Já a mínima da máxima alcançou apenas 42,5mm no dia do ano de 2015, especificando um evento bem abaixo dos níveis médios de pluviosidade, verifica-se que houve uma estiagem bem acima do normal em relação as médias anuais. Enquanto a máxima da mínima aconteceu em 2020 com 47,5mm diário. O que representa um valor acima dos níveis de chuva nos anos anteriores, e uma condição acima dos valores dos outros anos que chegaram até 26,1mm.

É importante observar que desde 1990 onde houve a série histórica, os anos com maiores dias de chuva. Com destaque para os anos de 1994 com 179,5mm ao dia; 1998 com 160,1mm; 2003 com 172,3mm; 2017 com 169,1mm e 2020 com 170,3mm. Enquanto o maior dia de chuva nos anos anteriores foi 1970 com 139mm, com um grande diferencial em relação a máxima histórica.

Regime de Enchente e Vazante na Cidade de Parintins/AM

A Bacia Amazônica, apresenta seu regime fluviométrico entre os períodos, de meados de junho até novembro com a descida das águas caracterizada pela vazante dos rios e no intervalo de dezembro a até os primeiros dias de junho identifica-se o período da enchente referente a cidade de Parintins.. O gráfico apresenta uma série histórica da estação fluviométrica de nº 16350002, localizada na cidade de Parintins, com um intervalo entre os anos de 1967 a 2021, onde identifica as maiores enchentes e as maiores vazantes, determinado pelo comportamento do rio Amazonas na localidade.

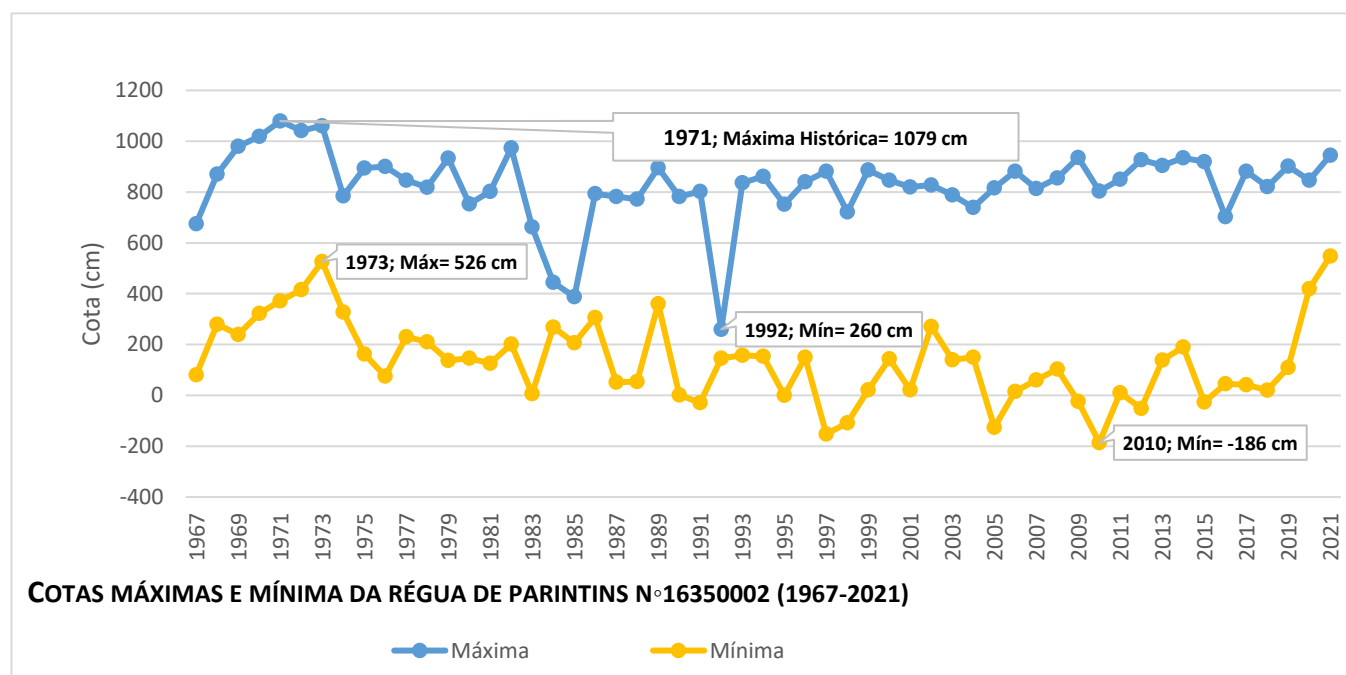


Figura 3: Série Fluviométrica da Estação de Parintins-AM. Fonte: Hidroweb Organizado: Almeida, MNS, MARQUES, E. G.

De acordo com os dados apresentados a máxima histórica foi identificada em 1971, com uma cota de 1079cm, sendo que em 1973 houve outra enchente grande com 1060cm e depois um intervalo de nove anos para uma outra enchente de grande expressão que, foi em 1982 com 974cm. Outro valor expressivo é a mínima da máxima que se verificou em 1992, com 260cm, que mesmo com as oscilações das pequenas enchentes, a que chegou mais próximo foi ad o ano de 1985, com 388cm, com grande diferencial em relação ao comportamento hidrológico.

Enquanto a máxima da mínima foram identificadas em 1973, com 523cm que, determinou a vazante acima da média. Outra serie importante foi a cota mínima que alcançou -186cm em 2010, sendo uma vazante atípica na localidade, com diferencial no regime hidrológico.

As séries máximas históricas se destacam pelo comportamento e os intervalos das cheias grandes, onde apresenta nos últimos anos maiores intensidades e com menor intervalos de tempo. Já as mínimas têm oscilações diferenciadas com menor número de vazantes extremas.

As Consequências dos Eventos Pluviométricos

Em Parintins as quatro estações climáticas não são bem definidas, tendo um período chuvoso que se inicia em novembro e vai até junho, enquanto as chuvas diminuem de julho a outubro, sendo o período da estiagem.

Esses eventos, quando com maior intensidade, como apresentado nos gráficos acima, podem ocasionar diversos inconvenientes para a população. A falta de infraestrutura, de planejamento na urbanização, saneamento básico e o crescimento populacional que gera ocupações nas áreas periféricas são fatores que contribuem para os alagamentos que afetam pontos nos bairros e até mesmo o centro da cidade.

Em abril de 2022 uma forte chuva que durou 15 horas causou vários transtornos na cidade. Onde várias localidades foram alagadas, residências foram invadidas pelas águas e vários eletrodomésticos e móveis foram danificados. Estima-se que 1.300 pessoas foram prejudicadas e tiveram de sair de suas casas.

Nesse sentido o sistema de drenagem das águas pluviais não é capaz de escoar e, os esgotos em determinados localidades não dá vasão, sendo que estão obstruídos pelo lixo que escoam junto com as águas. As áreas baixas sofrem mais pela falta de saneamento ou por projetos que foram mal executados e não conseguem direcionar as águas para os rios, pois o sistema de declividade não é suficiente para isso. É o caso da Lagoa azul localizado no bairro de Itaúna II, a rua onze do bairro de Paulo Correa, no centro da cidade na rua Mozart Freitas, local de atividades físicas e desportivas, Rua Paraíba localizada entre o centro e o Bairro de Palmares. São apenas alguns dos locais com grande dificuldade de trânsito e alagamentos de residências, prejuízos e transtornos para a população.



Figura 3: Áreas alagadas pelas fortes chuvas em Parintins. Fonte: Jean Beltrão/Rede Amazônica/ Acesso em: 28/06/2022. “A” Lagoa azul; “B” Bairro da União; “C” Centro da cidade; “D” Palmares

Os bairros mais atingidos pelas fortes chuvas foram: Palmares, São Vicente, Santa Clara, Layde Laura, Teixeira, Itaúna I, Itaúna II, Paulo Corrêa, União, Pascoal Alágio, Vila Cristina e pontos do centro da cidade.

As dificuldades e prejuízos ocasionadas pelas grandes cheias

A cidade é um arquipélago. Foi necessário aterrar algumas áreas e em outras, foram construídas pontes, para se conectar com outros bairros, para dá acesso as vias públicas e facilitar aos cidadãos a locomoção. onde no período da enchente, essas áreas eram inundadas pelas águas. Contudo, com o aumento da população, foram construídas palafitas nessas localidades nas margens das ruas que fazem a conexão com outros bairros. Sendo ocupadas pelas famílias de baixa renda. Em algumas pontes como a da rua paraíba se transformou sua margem direita em uma área comercial e de residências em alvenarias.

Esses locais, no período da enchente acabam sendo inundadas, por ficarem nas enseadas, áreas baixas e as cabeceiras. Onde o processo de urbanização se constituiu de forma desordenada e não planejada pelo setor público que tem suas competências para isso, através dos códigos ambientais e o plano diretor da cidade.

Convivendo em muitos casos com a quantidade de lixo que é trazido pelas enxurradas, com riscos de serem atacados por animais como cobras, jacarés, pirarucu boia (*Lepidosirem paradoxos*), também, risco de afogamento de crianças e idosos, assim como, acidentes nas pontes que são construídas para se deslocar dentro e fora de sua casa e as doenças de veiculação hídrica pela contaminação e poluição das águas dos rios urbanos.



Figura 4: Áreas inundadas pelas grandes enchentes. Fonte: BNCC–Amazonas/ AmEmPauta/ Albuquerque/ Macondes Maciel. Acesso em: 11/07/2022. - “E” rua Paraíba; “F” Estrada Odovaldo Novo; “G” rua Capitão Pedro Ferreira; “H” bairro São Francisco

As grandes cheias preocupam, por estarem acontecendo em um espaço de tempo mais curto. As áreas baixas estão sendo inundadas com mais frequência. As áreas nas margens dos rios, igarapés, nascentes e áreas de preservação permanentes (APP), áreas de recargas do lençol freático, rios intermitentes estão sendo ocupadas com moradias, sem nenhum planejamento pelos órgãos municipais.

A complexidade da ação dos agentes sociais inclui práticas que levam a um constante processo de reorganização espacial que se faz via incorporação de novas áreas ao Espaço Urbano, densificação do uso do solo, deterioração de certas áreas, renovação urbana, realocação diferenciada da infraestrutura e mudanças, coercitiva ou não, do conteúdo social e econômico de determinadas áreas da cidade (CORREA, 2004, p. 11).

Compreender a dinâmica das enchentes, o comportamento do regime hidrológico é necessário para se aplicar políticas públicas direcionada as áreas que sofrem com as inundações. É importante a reorganização espacial da cidade, para isso é preciso de políticas públicas voltadas a infraestrutura, sendo que a produção do espaço urbano se desenvolva concomitantes aos mais variados agentes produtores do espaço nos diversos níveis de atuação e nas contradições que nela se envolvem.

Resultados e discussões

O índice de chuvas na cidade de Parintins se mantém constante, porém, as chuvas com maior intensidade provocam grandes prejuízos e transtornos para a população e aos órgãos municipais responsáveis de monitorar os eventos extremos.

Com a falta de saneamento e de infraestrutura, o município começa a ter vários problemas relacionados com as grandes precipitações e o fluxo das águas. Para Braga (2016, p. 7) “[...] o planejamento de atividades urbanas relacionadas à água deve estar integrado ao próprio planejamento urbano, incluindo-se aqui o desenho da malha urbana e sua expansão”. Nesse sentido a gestão dos recursos hídricos na cidade deve se direcionar ao zoneamento dos pontos críticos, a rede viária e de transportes.

A cidade precisa ampliar o sistema de esgoto, para dar vazão as águas pluviais, o recapeamento das ruas estão acima ou muito próximo dos níveis das residências, fazendo com que as águas invadam causando inundações. Quanto as grandes enchentes, é outro problema que afeta boa parte da cidade. As áreas que no período sazonal são inundadas, estão sendo ocupadas sem nenhum ordenamento pelo poder público, sendo reflexo da produção espacial e a sua complexidade do espaço urbano.

Algumas áreas estão sendo inundadas dentro da cidade pelos rios intermitentes, resultados do processo de expansão da cidade e da ação antrópica que altera as áreas naturais, onde acontece loteamentos e ocupações, represamentos de nascentes e igarapés para chácaras e balneários, assim como a extração de minério, alterando a morfologia dos cursos d'água.

As inundações provocadas pelo transbordamento dos cursos d'água, são ocasionadas pelas mudanças no ciclo hidrológica em regiões a montante das áreas urbanas ou, pelas mudanças ocorridas pela urbanização e seus processos de expansão da produção do espaço (POMPÊO, 2000). O aumento populacional da cidade, é um fator que não está dissociados dos problemas de urbanização e ordenamento.

Esse fator aponta como está o planejamento dos bairros e as vias públicas, a questão do saneamento básico e a infraestrutura. Onde os problemas se intensificam, quando os índices dos eventos extremos tanto pluvial como, fluvial são atípicos na localidade. Apesar da cidade ser um arquipélago, ainda não tem um planejamento que possa oferecer uma estrutura para resolver os entraves causados pelas águas que se excedem nas inundações e nos alagamentos.

Considerações Finais

As séries históricas apresentadas, demonstram as oscilações tanto fluvial, quanto pluvial, originado pelo clima da região. Embora haja alguns eventos extremos ocasionados pelos fenômenos naturais, mais precisamente o El Niño e La Niña ou por outros fatores como aquecimento global que, intensificou as chuvas e conseqüentemente as grandes enchentes de acordo com o comportamento hidrológico. Esses acontecimentos atmosféricos que designaram as grandes precipitações e os processos naturais da dinâmica fluvial que ocasionam as grandes enchentes, merecem atenção por parte do poder público e da população parintinense, pelos prejuízos e transtornos aos moradores das áreas de riscos ou de vulnerabilidade.

Há uma necessidade de repensar o planejamento urbano. De políticas públicas que estejam voltadas para infraestrutura, saneamento básico, a preservação das APP, as ocupações das áreas de risco e ordenamento dos bairros, o processo de infiltração das chuvas nas vias públicas e o paisagismo da cidade.

As margens dos rios que são ocupadas pelas chácaras, balneários, residências tipo palafitas, quiosques de venda de alimentação e bares, flutuantes, comércio e serviços de mecânica de motores que afetam diretamente os rios urbanos e sofrem com as grandes enchentes e fortes chuvas.

É preciso pensar em uma gestão participativa e integrada entre o governo federal, estado, município e os munícipes, cada um tem uma parcela de responsabilidade. Pois os problemas envolvem toda as esferas citadas e sem os comprometimentos de todos, será difícil solucionar os problemas ocasionados pelos eventos extremos.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, agradeço também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua, Projeto CAPES/ANA AUXPE N°. 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

Referências bibliográficas

BRAGA, Júlia Oliveira. **Alagamentos e inundações em áreas urbanas: estudo de caso na cidade de Santa Maria.** Monografia (Bacharelado) Universidade de Brasília. Instituto de ciências humanas, Departamento de Geografia. Brasília -DF: UNB, 2016.

CASTRO, A.L.C. **Manual de desastres: desastres naturais.** Brasília: Ministério da Integração Nacional, 2003.

CORRÊA, R. L. **O Espaço Urbano.** 4. ed. São Paulo: Ática, 2004.

KOBIYAMA, M. et al. **Prevenção de Desastres Naturais: conceitos básicos.** 1. ed. Curitiba. Organic Trading, 2006.

MENDONÇA, Francisco. DANNI-OLIVEIRA, Inês Moresco. **Climatologia: noções básicas e clima do Brasil.** São Paulo: Oficinas de contexto, 2007.

MOLINIER, M.; GUYOT, J. L.; OLIVEIRA, E. de; GUIMARÃES, V; CHAVES, A. **Hidrologia da Bacia do Rio Amazonas.** 1995. Disponível em: https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/pleins_textes_6/b_fdi_35-36/41720.pdf. Acesso em: 12/05/2022.

POMPÊO, C. A. Drenagem Urbana Sustentável. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos / Associação Brasileira de Recursos Hídricos.** Porto Alegre: RS, v. 5, n. 1, pag. 15-23, 2000.

SALATI, E. O clima atual depende da floresta. In: SALATI et al. **Amazônia: desenvolvimento, integração e ecologia.** São Paulo: Brasiliense/CNPq, Brasília, 1983.

AVALIAÇÃO DO USO DE TELHADOS VERDES ATRAVÉS DE MODELAGEM COMPUTACIONAL NA SUB-BACIA P13 EM TERESINA-PI

1Igor Samuel da Silva Barbosa, 2Girleiane Santos de Sá, 3Luís Paulo Rêgo Santos, 4Ailton Soares Freire, 5 Mauro César de Brito Sousa

1Universidade INSTITUTO FEDERAL DO PIAUÍ, e-mail: igorsamuel534@gmail.com; 2Universidade INSTITUTO FEDERAL DO PIAUÍ, e-mail: girleianesantosgs@gmail.com; 3Universidade INSTITUTO FEDERAL DO PIAUÍ, e-mail: l.pauloregosantos@gmail.com; 4Universidade INSTITUTO FEDERAL DO PIAUÍ, e-mail: ailton.freire@ifpi.edu.br; 5Universidade INSTITUTO FEDERAL DO PIAUÍ, e-mail: mauro.sousa@ifpi.edu.br

Palavras-chave: Telhados Verdes; Técnicas Compensatórias; LID

Resumo

Teresina, capital do estado do Piauí, sofre com extremas mudanças climáticas e vulnerabilidades sociais, ambientais e econômicas. Diante do avanço da degradação causada pelas chuvas cada vez mais intensas, novas abordagens voltadas à sustentabilidade têm sido praticadas, como o Desenvolvimento de Baixo Impacto (Low Impact Development – LID), e o Desenho Urbano Sensível à água (Water Sensitive Urban Design - WSUD). O modelo LID propõe a utilização de técnicas compensatórias como ações mitigadoras aos efeitos nocivos da urbanização no ciclo hidrológico, dentre as quais se destacam os telhados verdes, na medida em que podem ser inseridos, tanto nos projetos arquitetônicos, como em uma estrutura existente por retrofit. Nesse sentido, o presente trabalho analisou o comportamento hidrológico da sub-bacia P13, que compreende o bairro Centro da cidade de Teresina-PI, e o consequente impacto positivo da aplicação de telhados verdes em modelagem hidrológica no EPA SWMM. Foi constatado que além de reduzirem substancialmente o escoamento superficial nas áreas do entorno, os telhados verdes contribuem para reduzir o pico de vazão dos eventos de precipitação em simulações aplicando-se os dispositivos em 25%, 50% e 100% da parcela ocupada por telhados quantificados na área de estudo, alcançando mitigações de até 50,41% na TR de 5 anos e 51,43% na TR de 10 anos na vazão de pico escoada na superfície, bem como reduções de 54,22% e 52,20% do volume total escoado na superfície da sub-bacia respectivamente na TR de 5 e de 10 anos, com a técnica compensatória abrangendo a máxima área de telhados possível no cenário de 100%. Como a sub-bacia P13 tem um alto índice de áreas impermeáveis, verificou-se a eficiência dessa técnica compensatória na promoção da resiliência quanto aos efeitos de precipitação e na construção de sistemas sustentáveis de drenagem urbana.

Introdução

Consoante Lima (2019), Teresina, capital do estado do Piauí, teve um processo de crescimento urbano acelerado a partir de 1950, marcado pela ocupação rápida e desordenada do solo urbano, sobretudo das áreas mais próximas aos canais de drenagem natural, nos rios Parnaíba e Poti e os seus afluentes (pequenos córregos, riachos e lagoas) (CHAVES, 2015). Enquanto a administração local apenas manteve o sistema de drenagem já existente, com ações restritas à adoção de medidas paliativas emergenciais, a cidade vem sofrendo com extremas mudanças climáticas e vulnerabilidades sociais, ambientais e econômicas. A retirada da vegetação natural e a impermeabilização de grande parte do sítio urbano ao longo dos anos, culminou em impactos negativos para a qualidade de vida da população e do meio ambiente, como a instalação de ilhas de calor e o agravamento dos desastres causados pelas cheias e precipitações.

Nesse contexto, de acordo com Pedrosa (2021), diante do avanço da degradação causada pelas águas pluviais, novas abordagens emergiram, cada vez mais consolidadas, voltadas à sustentabilidade. Dentre tais abordagens cabem citar: o Sistema de Drenagem Urbana Sustentável (Sustainable Urban Drainage Systems – SUDS), no Reino Unido; o Desenvolvimento de Baixo Impacto (Low Impact Development – LID), na América do Norte e Nova Zelândia; o Desenho Urbano Sensível à água (Water Sensitive Urban Design - WSUD), na Austrália; e as Melhores Práticas de Gerenciamento (Best Management Practices - BMPs), nos Estados Unidos e Canadá (MARTINS, 2017).

Tomando como base o conceito de Desenvolvimento de Baixo Impacto (LID), o gerenciamento sustentável das águas urbanas emprega técnicas compensatórias como ações mitigadoras aos efeitos nocivos da urbanização no ciclo hidrológico, podendo ser soluções do cunho estrutural e não-estrutural, no que diz respeito a geração de escoamentos superficiais (MARTINS 2017).

Sendo que as medidas estruturais podem ser de controle na fonte, local ou linear (poços de infiltração, microrreservatórios, pavimentos permeáveis, jardins de chuva, trincheiras e valas de infiltração e telhados verdes) (PAITHANKAR E TAJI, 2020); e de controle centralizado (bacias de infiltração e as bacias de retenção e retenção) (PEDROSA, 2021). Já as medidas não-estruturais podem ser: regularização do uso solo, reflorestamento de matas ciliares, implantação de áreas verdes, desconexão de áreas impermeáveis, e utilização de revestimentos com elevado índice de rugosidade em vias e canais (RIGHETTO et al., 2009, apud PEDROSA, 2021).

Cabe ressaltar que, dentre as técnicas compensatórias supracitadas, os telhados verdes se destacam, na medida em que

podem ser inseridos, tanto nos projetos arquitetônicos, como em uma estrutura existente por retrofit (PAITHANKAR E TAJI, 2020). Além disso, muitos estudos recentes têm destacado redução do efeito térmico devido à implantação do telhado verde que reduz a necessidade energética do edifício.

Contudo, segundo Tucci (2003), é necessário também conhecer as propriedades do ciclo hidrológico local, bem como dimensionar o impacto gerado pela aplicação das técnicas compensatórias. Nesse sentido, o modelo de gerenciamento de águas pluviais da EPA SWMM é muito utilizado para simular a resposta hidrológica da bacia hidrográfica, dentre as diversas ferramentas computacionais, capaz de reproduzir eventos de precipitação para o dimensionamento de dispositivos contra enchentes bem como implementação de dispositivos LID (ROSSMAN, 2010). De acordo com Palla e Gnecco (2015), o SWMM foca no aspecto quantitativo, com análise de um conjunto de áreas de sub-bacias que recebem chuva e geram diferentes componentes hidrológicos, incluindo escoamento superficial, infiltração e evaporação.

Portanto, com base no Plano Diretor de Drenagem Urbana de Teresina, através da modelagem computacional no SWMM, o presente trabalho analisou o comportamento hidrológico da sub-bacia P13, que compreende o bairro Centro da cidade de Teresina, e o conseqüente impacto positivo da aplicação de técnicas compensatórias sob as diretrizes do conceito LID. Para tanto, foi avaliado o uso de telhados verdes como medida de controle na fonte, úteis não apenas para reduzir o volume total de escoamento, mas também para minimizar o efeito de ilha de calor em Teresina-PI.

Materiais e Métodos

Área de Estudo

A sub-bacia P13 está inserida no bairro Centro de Teresina, e segundo o Plano Diretor de Ordenamento Territorial (TERESINA, 2019), consiste em uma macrozona de desenvolvimento. De acordo com Plano Diretor de Drenagem Urbana (TERESINA, 2010), a sub-bacia P13 apresenta uma área de 239,12 ha com perímetro de 6.889,70 m e encontra-se intensamente urbanizada, conforme pode ser visto na Figura 1. Cerca de 96,92% da área total é classificada como área impermeável, com ocorrência de pequenos espaços arborizados.

Ainda de acordo com o PDDUr (TERESINA, 2010), o coeficiente de compacidade desta sub-bacia, igual a 1,25, indica leve susceptibilidade a inundações naturais, em virtude de seu formato similar ao de um funil, com estreitamento na parte a jusante. A sub-bacia P13 possui 100% dos solos pertencentes à categoria do grupo hidrológico D. Dessa forma, considerando o tipo de solo, o uso e ocupação da área superficial, o parâmetro CN médio da sub-bacia foi estimado em 90,9.

A área considerada para a implementação dos telhados verdes se refere a área da sub-bacia coberta por telhados, quantificada por meio do uso dos programas computacionais Google Earth e Autodesk AutoCAD.

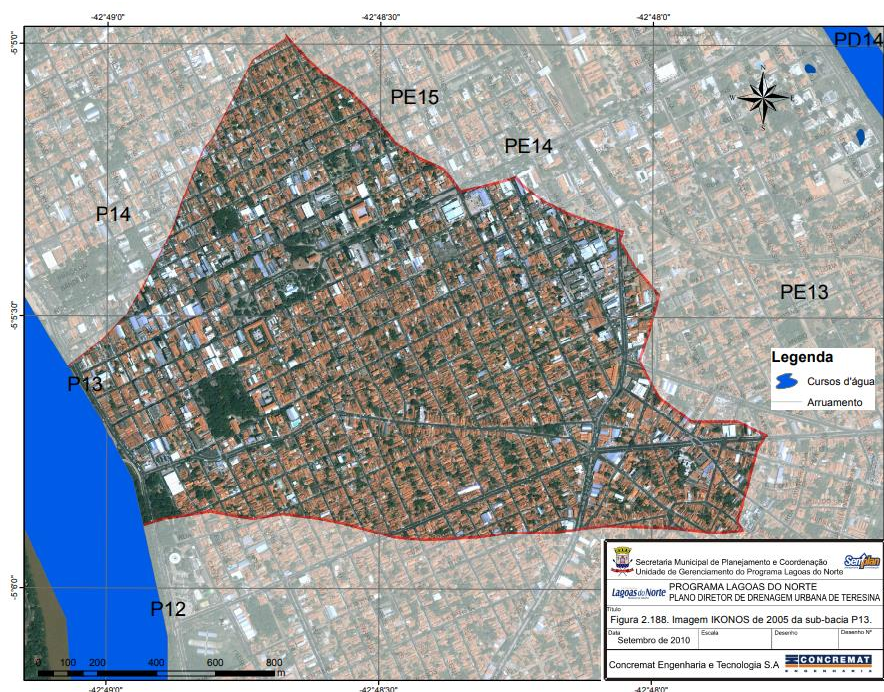


Figura 1: Sub-bacia P13 conforme PDDUr (TERESINA, 2010).

Parâmetros Hidrológicos

O Plano Diretor de Drenagem Urbana (TERESINA, 2010) usa os dados hidrológicos das sub-bacias para calcular o tempo de concentração através da fórmula de Schaake mostrada na Equação 1. Para o cálculo foram utilizadas informações obtidas por meio de processamentos topográficos e de mapas, exemplificado na Figura 2. Dessa forma, o tempo de concentração da sub-bacia P13 fornecido pelo PDDUr (TERESINA, 2010) é igual a 14,29 minutos.

$$tc = \frac{4,968 \times L^{0,24}}{S^{0,16} \times Aimp^{0,26}} \quad (1)$$

Onde: tc é o tempo de concentração em minutos, L o comprimento médio do talvegue em km, S a declividade média da sub-bacia em m/m e $Aimp$ a fração de área impermeável.

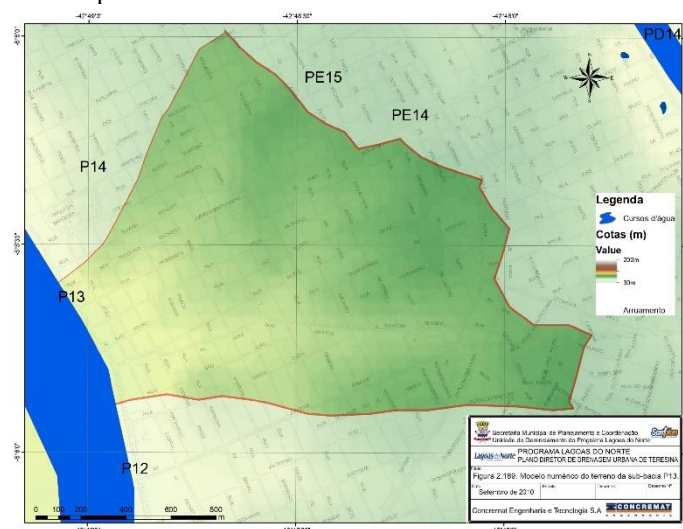


Figura 2: Modelo numérico do terreno da sub-bacia P13 conforme PDDUr (TERESINA, 2010).

Os eventos de chuvas dimensionados utilizaram a equação genérica para as curvas de Intensidade-Duração-Frequência (IDF) de Teresina, mostrada na Equação 2, determinada pelo Plano Diretor de Drenagem Urbana (TERESINA, 2010), que define os hietogramas de entrada do modelo chuva-vazão para a área modelada mostrados na Figura 3. Os tempos de recorrências analisados foram de 5 e 10 anos, sendo que o evento de precipitação teve duração de 60 minutos com intervalo de 2 minutos de análise para escoamento durante um total de 6 horas.

$$i = \frac{1194,237 \times T^{0,1738}}{(t+10)^{0,7457}} \quad (2)$$

Onde: i é intensidade de precipitação em mm/h, T o tempo de recorrência em anos e t o tempo de concentração em minutos.

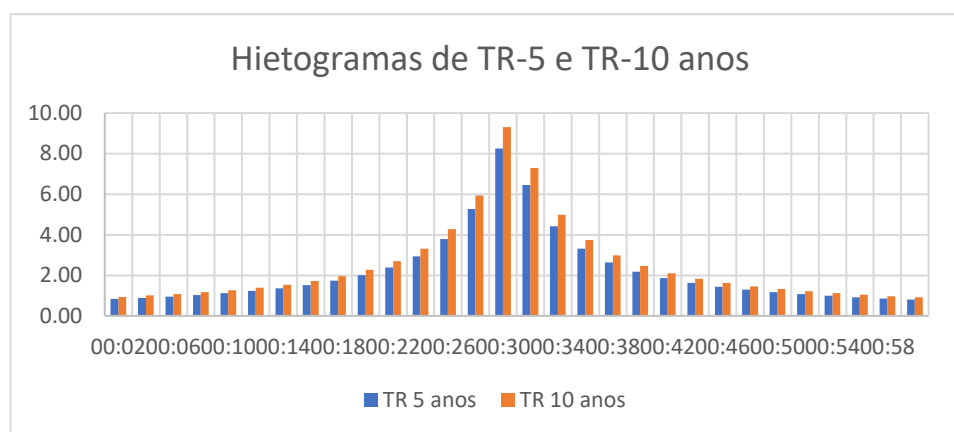


Figura 3: Hietogramas dos eventos de precipitação utilizados

Modelagem no EPA SWMM

Para análise do escoamento superficial e do volume escoado na saída da sub-bacia, por meio do método chuva-vazão de Onda Cinemática, foram gerados os hidrogramas e o relatório de volume de escoamento superficial no EPA SWMM para o cenário diagnóstico com as características da sub-bacia P13, apontadas pelo PDDUr (TERESINA, 2010), sem a implantação de técnicas compensatórias.

Em seguida, foi aplicado o mesmo procedimento com a introdução dos telhados verdes extensivos, a fim de compor três cenários distintos, com os dispositivos intervindo em 25%, 50% e 100% da área ocupada por telhados na sub-bacia. As características dos dispositivos são descritas na Tabela 1 adaptando a metodologia apontada por Martins (2017).

Parâmetro	Unidade	Valor
Superfície		
Armazenamento	mm	0,00
Volume de vegetação	%	0,90
Rugosidade (n)	-	0,00
Declividade	%	0,00
Solo		
Espessura	mm	120,00
Porosidade	%	0,44
Capacidade de campo	mm	0,11
Ponto de murcha	%	0,05
Condutividade Hidráulica	mm/hr	3,00
Declividade da Condutividade Hidráulica	%	10,00
Sucção capilar	mm	2,40
Dreno		
Espessura	mm	30,00
Fração de vazios	-	0,50
Rugosidade n	mm	0,10

Tabela 1: Parâmetros de Controle de LID utilizados para telhados verdes.

Cabe ressaltar que, segundo Martins (2017) e Palla e Gnecco (2015), na simulação de técnicas compensatórias dentro do SWMM é necessário a adaptação de alguns parâmetros a depender da concepção do modelo. Desse modo, a área ocupada pelos dispositivos foi considerada como parcela permeável da sub-bacia, recalculando assim o percentual de áreas impermeáveis.

Resultados e Discussão

Adequabilidade dos Telhados Verdes

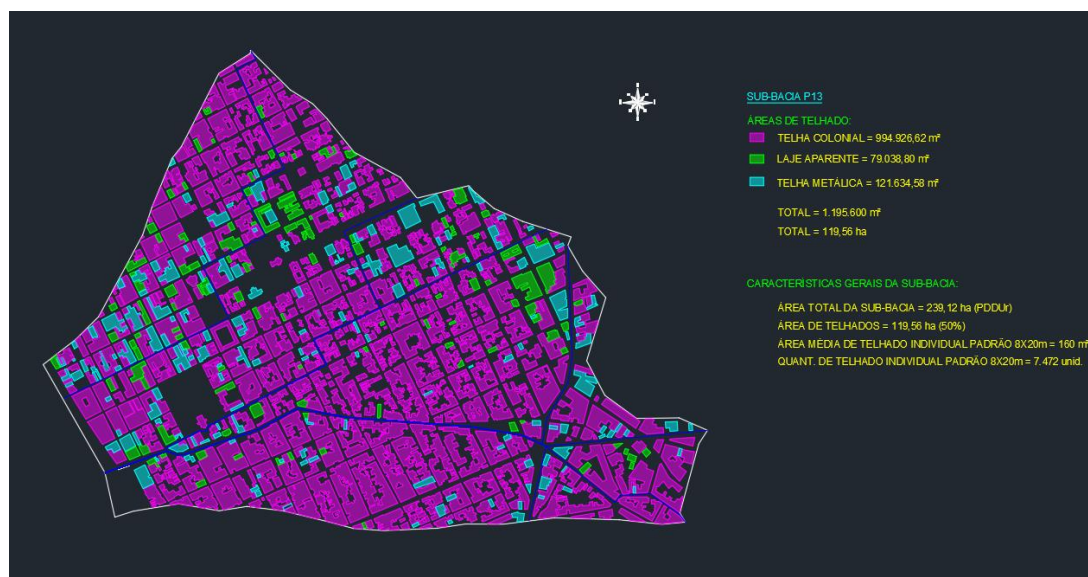


Figura 4: Área de Telhados quantificados na sub-bacia

Após a análise das imagens georreferenciadas e dos mapas produzidos pelo Plano Diretor de Drenagem Urbana (TERESINA, 2010), obteve-se uma área total de telhados equivalente a 119,56 ha, cerca de 50% da área da sub-bacia P13, dentre os quais estão inclusos telhados de material cerâmico, metálico, cimentício e lajes de cobertura em concreto.

Apesar de que análises mais detalhadas quanto às condições da edificação e capacidade de suporte estrutural para telhados verdes são necessárias para uma adequada implantação desses dispositivos, Martins (2017) afirma que os manuais de técnicas compensatórias utilizados em países como Canadá, Austrália e Estados Unidos, bem como no Brasil no estado de São Paulo, não impõem restrições quanto ao seu uso, tendo em vista que podem ser instalados de diversas formas e materiais. Nesse sentido, como os telhados extensivos têm uma carga estrutural reduzida e maior possibilidade de adequação a diferentes inclinações, ao adotar-se a declividade de 20% atende-se a maioria das coberturas construídas no Brasil.

Simulação Hidrológica

A partir da área de telhados quantificada, os dispositivos LID foram dimensionados respeitando os critérios de área de ocupação da sub-bacia para compor a área tratada de acordo com os cenários propostos, recalculando-se o percentual da parcela impermeável resultante sem o tratamento pelas técnicas compensatórias como mostra a Tabela 2.

Cenário	Área de Telhados Tratada	Área Impermeável sem Tratamento
Diagnóstico	0,00 ha	96,92 %
25% Telhados Verdes	28,89 ha	84,42 %
50% Telhados Verdes	59,78 ha	71,92 %
100% Telhados Verdes	119,56 ha	46,92 %

Tabela 2: Áreas consideradas na introdução de telhados verdes em diferentes cenários.

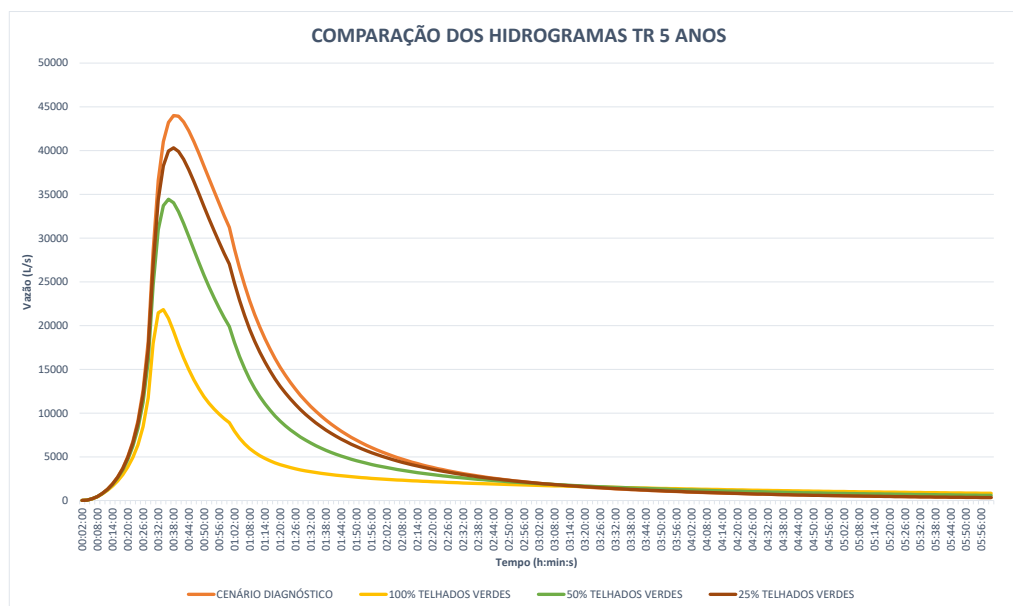


Figura 4: Hidrogramas resultantes dos cenários analisados com TR de 5 anos

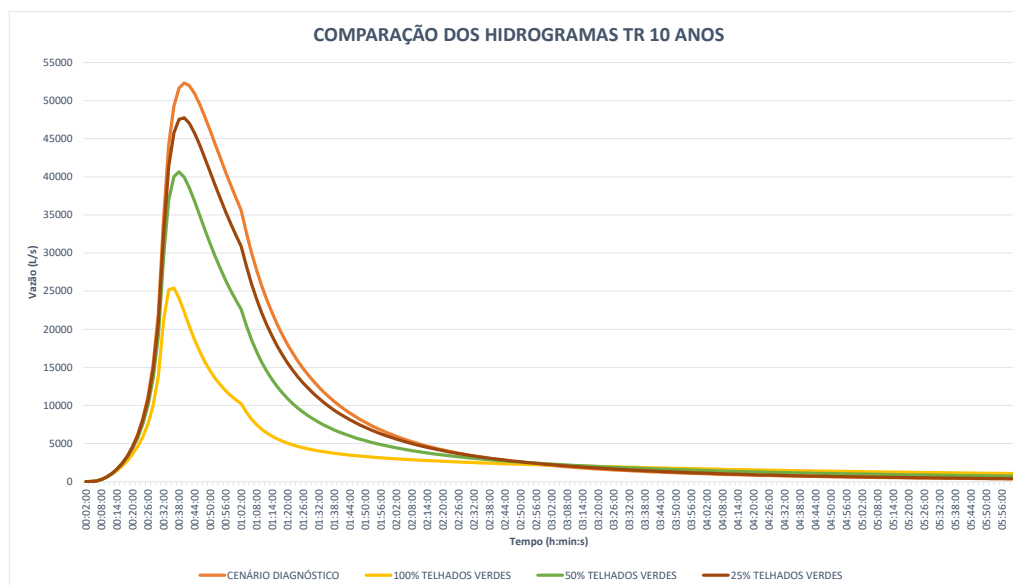


Figura 5: Hidrogramas resultantes dos cenários analisados com TR de 10 anos

Nesse sentido, obteve-se os resultados das simulações hidrológicas representados por meio dos hidrogramas expostos nas Figuras 4 e 5, considerando respectivamente os tempos de retorno de 5 e 10 anos na sub-bacia P13. Com base nisso, foi constatado, em primeiro plano, que no cenário diagnóstico sem a aplicação de técnicas compensatórias, a vazão de pico atingiu 44.012,02 L/s aos 38 minutos após o início da precipitação, com um volume escoado na saída da sub-bacia em torno de 149,32 milhões de litros com TR igual a 5 anos. Já com TR de 10 anos, os resultados atingiram 52.314,77 L/s na vazão de pico após 40 minutos e 169,58 milhões de litros de escoamento superficial total.

Cenário	Reduções da Vazão de Pico	Reduções do Volume de Escoamento
25% Telhados Verdes	8,39 %	9,70 %
50% Telhados Verdes	21,73 %	25,88 %
100% Telhados Verdes	50,41 %	54,22 %

Tabela 3: Comparação dos cenários de intervenção com o cenário diagnóstico na TR de 5 anos

Cenário	Reduções da Vazão de Pico	Reduções do Volume de Escoamento
25% Telhados Verdes	8,74 %	8,85 %
50% Telhados Verdes	22,29 %	24,39 %
100% Telhados Verdes	51,43 %	52,20 %

Tabela 4: Comparação dos cenários de intervenção com o cenário diagnóstico na TR de 10 anos

Em segundo plano, foi observado os resultados das simulações com os telhados verdes implantados na sub-bacia P13 nos diferentes cenários propostos comparando-os com seus respectivos diagnósticos como mostra as Tabelas 3 e 4. Verificou-se que ao aplicar as técnicas compensatórias em 100% da área de telhados, os resultados são mais expressivos, alcançando reduções de até 50,41% na TR de 5 anos e 51,43% na TR de 10 anos, além da redução de 54,22% e 52,20% do volume total escoado na superfície da sub-bacia respectivamente na TR de 5 e de 10 anos. Isso ocorre porque a sub-bacia P13 detém uma alta parcela impermeável abrangendo telhados, por conta disso os telhados verdes tratam boa parte da sub-bacia. Esses resultados estão em consonância com outros estudos semelhantes como Versine et al., (2015), cujas análises foram baseadas no comportamento de telhados verdes simulados em uma sub-bacia urbana de Trappes, França; em que nos cenários de 12,5%, 25%, 50% e 100%, foi constatada uma maior eficiência do dispositivo LID com o aumento de cobertura da área impermeável tratada.

Entretanto, como área do presente estudo se trata de uma região urbana consolidada, com a presença de construções antigas e assentamentos em baixo estado de conservação, os cenários com implementação de telhados verdes em 25% e 50% das coberturas quantificadas atendem melhor aos aspectos de viabilidade técnica e econômica. Paithankar e Taji (2020) afirmam que os telhados verdes podem ser instalados nas edificações tanto em fase de construção como em reformas ou adaptações daquelas já existentes. Dessa forma, a partir de incentivos do poder público, esses dispositivos podem ser ótimas soluções para mitigar os impactos negativos da impermeabilização do solo, reduzindo o escoamento superficial, a poluição, os efeitos de ilha de calor, a propagação de ruídos e o gasto energético com condicionamento do ar.

Ainda assim, os cenários com aplicação de telhados verdes em 25% e 50% atingem resultados satisfatórios sob o ponto de vista hidrológico, visto que ocorreram reduções de até 21,73% e 22,29% nos picos de vazão em precipitações com TR de 5 anos e 10 anos respectivamente. Do mesmo modo, houve diminuições de 25,88% e 24,39% do volume total escoado na TR de 5 e de 10 anos, mostrando que mesmo em áreas reduzidas, esses dispositivos LID podem contribuir para a resiliência da sub-bacia.

Em face disso, constata-se que as técnicas compensatórias segundo os princípios LID podem compor sistemas sustentáveis de drenagem urbana, sob a ótica da gestão dos recursos hídricos e da mitigação dos riscos de desastres causados pelos impactos negativos da urbanização na hidrologia que compreende a capital piauiense. Ademais, dentre as técnicas compensatórias, os telhados verdes estão entre os dispositivos que mais promovem o modelo de cidades sustentáveis. Visto que, objetivando a articulação das diretrizes urbanísticas do município de Teresina com a Agenda 2030 e a Nova Agenda Urbana das Cidades Sustentáveis, foi aprovado, em dezembro de 2019, o Plano Diretor de Ordenamento Territorial (PDOT) (TERESINA 2019), que aponta como uma de suas estratégias para promoção da sustentabilidade o aproveitamento dos distritos mais centrais com infraestrutura já existente para a criação de novas moradias e adensamento do espaço urbano. Para tanto, o plano destaca o uso de telhados verdes nas edificações do bairro Centro, tanto em novos empreendimentos como em edifícios já existentes, como forma de atrair investimentos dos setores da sociedade dando benefícios fiscais aos proprietários que adotem tais dispositivos.

Conclusão

Com base no Plano Diretor de Drenagem Urbana de Teresina, através da modelagem hidrológica no EPA SWMM, o presente trabalho analisou o comportamento da sub-bacia P13, abrangendo o bairro Centro da cidade de Teresina-PI, e o consequente impacto positivo da aplicação de técnicas compensatórias sob as diretrizes do conceito LID. Ao aplicar-se telhados verdes em 25%, 50% e 100% da área ocupada por telhados quantificados na sub-bacia, os resultados mais expressivos alcançaram reduções de até 50,41% na TR de 5 anos e 51,43% na TR de 10 anos na vazão de pico escoada na superfície, bem como reduções de 54,22% e 52,20% do volume total escoado na superfície da sub-bacia respectivamente na TR de 5 e de 10 anos, com a técnica compensatória abrangendo a máxima área de telhados possível no cenário de 100%. Como a sub-bacia P13 tem um alto índice de áreas impermeáveis, dentre as técnicas compensatórias, os telhados verdes estão entre os dispositivos que mais promovem o modelo de cidades sustentáveis e podem ser ótimas soluções para mitigar os impactos negativos da impermeabilização do solo, reduzindo o escoamento superficial, a poluição, os efeitos de ilha de calor, a propagação de ruídos e o gasto energético com condicionamento do ar. Aponta-se também, sua eficiência em sistemas de drenagem sustentáveis na mitigação dos efeitos de precipitação verificados em alagamentos e sobrecarga das medidas tradicionais já implementadas.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a grupo de pesquisa Gestão de Águas Urbanas e ao Instituto Federal do Piauí campus Teresina Zona Sul pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

Borges, L. R. L.; Macedo, F. R. C.; Sousa, R. R. M.; & Costa, T. H. C; 2022. Telhados verdes e telhas ecologicamente sustentáveis: análise comparativa de benefícios e custos em comparação com telhados convencionais. *Revista de Engenharia e Tecnologia*, v. 14, p. 81-92.

Chaves, S. V. V; 2015. Vulnerabilidade às inundações em Teresina, Piauí. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Rio Claro.

Lima, S. M. S. A.; Lopes, W. G. R.; & Façanha, A. C; 2019. Desafios do planejamento urbano na expansão das cidades: entre planos e realidade. *Urbe. Revista Brasileira de Gestão Urbana*, 11, e20190037. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/2175-3369.011.e20180037>. Acesso em: 20 jun. 2023.

Martins, L. G. B; 2017. Avaliação do potencial de aplicação de técnicas compensatórias em áreas urbanas consolidadas. 197f. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

Paithankar D. N.; & Taji. S. G; 2020. Investigating the hydrological performance of green roofs using storm water management model. *Materials Today: Proceedings*, v. 32, part 4, p. 943-950, Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2020.05.085>. Acesso em: 20 jun. 2023.

Palla, A.; & Gnecco, I; 2015. Hydrologic modeling of Low Impact Development systems at the urban catchment scale. *Journal of Hydrology*, v. 528, p. 361–368. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.06.050>. Acesso em: 20 jun. 2023.

Pedrosa, R. A; 2021. Urbanização de baixo impacto: alternativa à drenagem urbana de Teresina, Pi. Dissertação (Mestrado) – Instituto Federal do Piauí, Campus Teresina Central, Teresina.

Rossman, L. A; 2010. Storm Water Management Model User's Manual Version 5.0. EPA/600/R-05/040. US EPA National Risk Management Research Laboratory. Cincinnati, Ohio, USA.

Teresina; 2010. Plano Diretor de Drenagem Urbana de Teresina. Secretaria Municipal de Planejamento e Coordenação Geral, Teresina, Piauí.

Teresina; 2019. Plano Diretor de Ordenamento Territorial de Teresina. Secretaria Municipal de Planejamento e Coordenação Geral, Teresina, Piauí.

Tucci, C.E.M; 2003. Drenagem urbana. *Cienc. Cult*, v. 55, n° 4.

Versini, P.A.; Ramier, D.; Berthier, E.; De Gouvello, B; 2015. Assessment of the hydrological impacts of green roof: From roof scale to basin scale. *Journal of Hydrology*, v. 524, p. 562–575.

PROPOSTA DE PROJETO VERDE EM DRENAGEM URBANA BASEADA NO APROVEITAMENTO DA ESTRUTURA DA BOCA DE LOBO EM ASSOCIAÇÃO A CANAL SUBSUPERFICIAL: PESQUISA EXPERIMENTAL

1 Maria da Glória Braz, 2 Diego de Jesus Queiroz Rosa

1Universidade Fumec, e-mail: gloriabraz@fumec.br; 2Universidade Fumec, e-mail: diegorosa@fumec.br

Palavras-chave: Modelagem Física; Drenagem Verde; Amortecimento de Cheia.

Resumo

Nos projetos de drenagem urbana, normalmente, os dispositivos de condução superficial (sarjetas) e de engolimento (bocas de lobo) são geralmente normatizados pelos municípios. No entanto, a adoção das tipologias e dimensões são definidas conforme a vazão de chegada, que se baseia nos índices pluviométricos locais e na frequência da ocorrência da chuva, ambos estabelecidos em projeto.

Observa-se, no entanto, que as bocas de lobo apresentam grandes desvantagens. Uma delas é a frequente obstrução por detritos transportados pelas enxurradas e, até mesmo, descartados pela população residente no local, reduzindo substancialmente a capacidade de engolimento e, por sua vez, o esgotamento.

Cabe aqui ressaltar, ainda, que a conservação e a manutenção periódica do sistema de drenagem, ou seja, o conjunto de serviços que deverão ser realizados ao longo dos anos (limpeza dos dispositivos de drenagem e fora deles), é de fundamental importância para o seu bom funcionamento.

Porém, é muito difícil, para as prefeituras e/ou autarquias, efetuar estes procedimentos a tempo e a hora, ocorrendo sempre problemas relacionados a entupimentos e patologias estruturais, principalmente nas bocas de lobo.

Por outro lado, é de grande importância que se consiga promover a infiltração e/ou amortecimento das águas pluviais, no sentido de se evitar as consequências das vazões de pico, haja vista que a sua regularização induzirá a proximidade de comportamento análogo ao ciclo hidrológico natural.

Braz et al (2017) analisaram, em modelo reduzido, um sistema de microdrenagem que substituiu as bocas de lobo e galerias de pequenas dimensões do sistema de drenagem urbana utilizando, para tanto, a troca da tampa da boca de lobo por pavimento poroso e aproveitando a estrutura da caixa como poço de recebimento, acoplando-o a um canal subsuperficial com a função de conduzir o fluxo, em substituição às galerias de menor porte.

Ressalta-se que não existe, até o momento, literatura que associa esses elementos em tamanha profundidade e que, além disso, utiliza a modelagem física para visualizar o comportamento associado dos referidos dispositivos de drenagem.

O presente trabalho associa aos estudos de Braz et al (2017), um projeto de sistema de drenagem verde utilizando faixas de jardins no local original de implantação das sarjetas sobre o canal subsuperficial, para que a estrutura desempenhe função ecológica, paisagística, além de promover o amortecimento de pico das vazões que afluem ao sistema de drenagem urbana.

O projeto será objeto de simulação em modelo físico, idealizado e está em construção no Laboratório de Hidráulica e Mecânica dos Fluidos da Universidade Fumec.

Introdução

As bocas de lobo são estruturas hidráulicas destinadas a interceptar as águas escoadas pelas sarjetas e encaminhá-las às galerias pluviais. Esses dispositivos têm forma de caixas coletoras e são construídos em alvenaria. Conforme a necessidade de drenagem, podem ser simples ou múltiplos e equipados com grelhas pré-moldadas de concreto ou de ferro fundido [SOUZA, 1986].

Os projetos das sarjetas e das bocas de lobo são geralmente normatizados pelos municípios, mas a tipologia e referidas dimensões são definidas pela vazão de chegada, calculada conforme índice pluviométrico local e período de retorno da chuva, estabelecido em projeto.

É de extrema importância observar que a maior desvantagem desses dispositivos de engolimento é a frequente obstrução por detritos transportados pelas enxurradas e, até mesmo, descartados pela população residente no local, acarretando redução substancial em sua capacidade de esgotamento. Além disso, a manutenção das grelhas é, também, motivo de preocupação. Existem casos de ruptura e, atualmente, furtos que deixam a população sob perigo iminente, conforme mostrado na figura 1.



Figura 1 - Bocas de lobo sem grelha

Fonte: <https://www.douradosnews.com.br/dourados/grades-de-boca-de-lobo-furtadas-geram-prejuizo-e-inseguranca-em/1193067/>

A abrangência das condições de projeto que envolve as bocas de lobo, bem como as particularidades e dimensões dos sistemas de drenagem urbana, principalmente nos grandes centros, colocam os problemas referentes às inundações devido ao mau funcionamento desses dispositivos, em patamares significativamente complexos.

O objetivo do presente trabalho foi estudar e analisar, em modelo reduzido, um sistema de microdrenagem que aproveitasse as estruturas das bocas de lobo e as associasse a um canal subsuperficial para conduzir o fluxo em substituição das galerias de menor porte.

Ressalta-se que não existe, até o momento, literatura que associe esses elementos em tamanha profundidade e que utilize a modelagem física para visualizar o comportamento associado dos referidos dispositivos de drenagem.

Materiais e métodos

O presente estudo seguiu as diretrizes da pesquisa de Braz et al (2015) que utilizou um modelo físico para estudar a eficiência hidráulica para as bocas de lobo em vias com interseção de greides. A escala básica para o modelo hidráulico foi a escala geométrica, que depende da característica a ser estudada e do espaço físico disponível para a implantação do modelo. Posteriormente à adoção do valor da escala geométrica, utilizou-se a semelhança dinâmica na determinação das outras escalas necessárias à condição de semelhança ao protótipo. Dado que a força dominante, nesse caso específico, é a força gravitacional, o escoamento foi modelado com base na semelhança do número de Froude.

Para a construção do modelo, adotou-se as dimensões da sarjeta tipo B (PMBH, 2008), tendo sido construído em acrílico e instalado no laboratório didático de hidráulica da Faculdade de Engenharia e Arquitetura da Universidade Fumec, mantendo-se a escala 1:10 e todas as características utilizada por Braz et al (2015), à exceção da substituição da grelha da boca de lobo por pavimento poroso, utilizando-se a mesma estrutura e dimensão da boca de lobo como poço de recebimento, ligando-o a um canal subsuperficial, localizado abaixo da sarjeta e preenchido com um colchão de pedra de mão para dissipar a energia hidráulica.

É importante ressaltar que o pavimento poroso foi preenchido com areia fina lavada para que a sua capacidade de absorção fosse reduzida à proporcionalidade do modelo físico. A figura 2 mostra esse detalhe construtivo e as figuras 3 e 4, mostram a vista e detalhe do dreno receptor do escoamento da sarjeta e da tomada para medição da vazão infiltrada/retida no poço de recebimento e esgotada pelo canal subsuperficial, respectivamente.



Figura 2 – Detalhe do preenchimento do pavimento poroso com areia

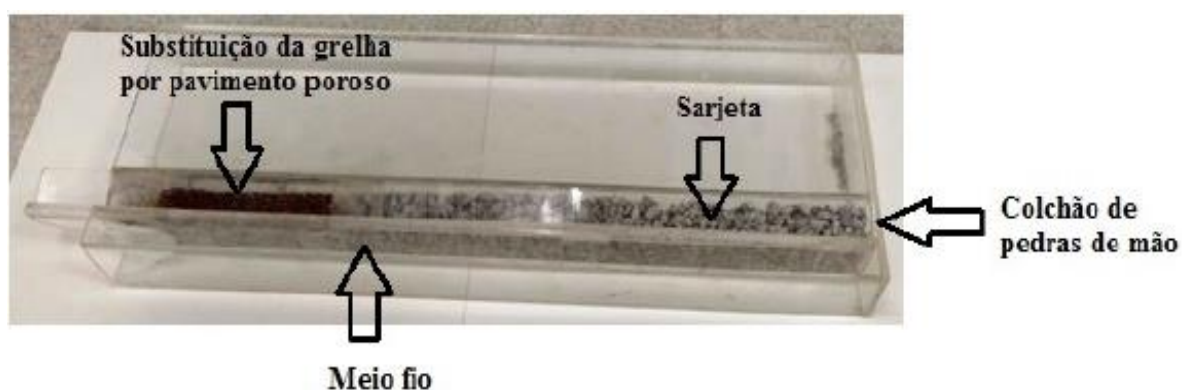


Figura 3 – Vista do modelo reduzido em acrílico com as referidas substituições para o estudo

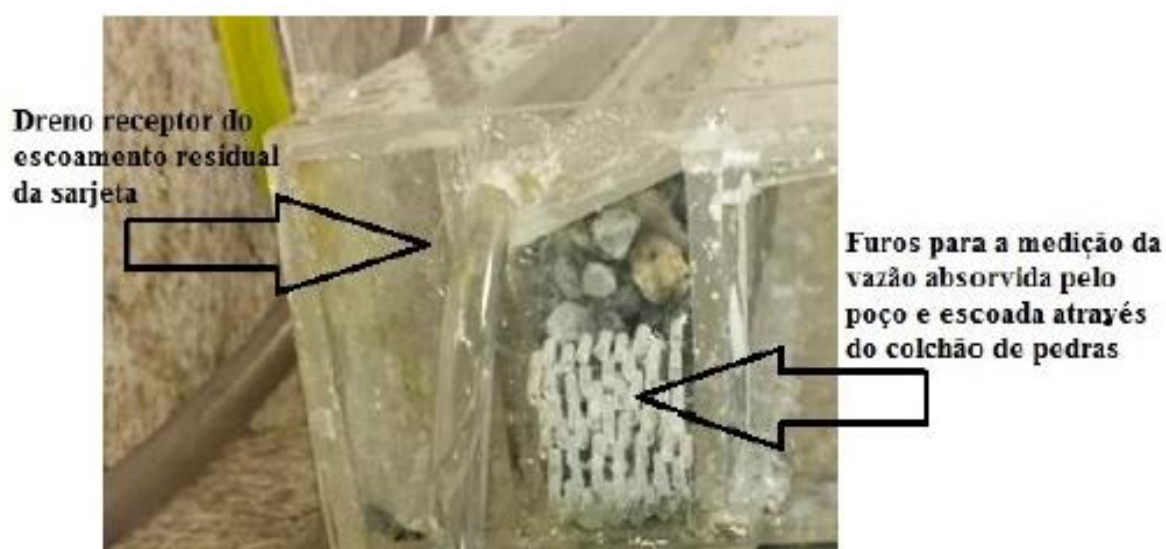


Figura 4 – Detalhe do dreno receptor do escoamento da sarjeta e da tomada para medição da vazão infiltrada/retida

Foram testadas, primeiramente, as bocas de lobo simples instaladas em sarjeta tipo B, padrão SUDECAP (PMBH, 2008), com declividades longitudinais variando de 1 a 10%. Para a visualização do comportamento da absorção e condução da vazão, utilizou-se uma solução de fenolftaleína, álcool, água e amônia, cuja cor púrpura pode mostrar o caminamento e o comportamento do fluido nos dispositivos. As figuras 5 e 6, na sequência, apresentam duas das etapas do experimento.



Figura 5 – Visualização do início do escoamento superficial, absorção da tampa/poço de recebimento e escoamento residual a jusante do poço de recebimento.

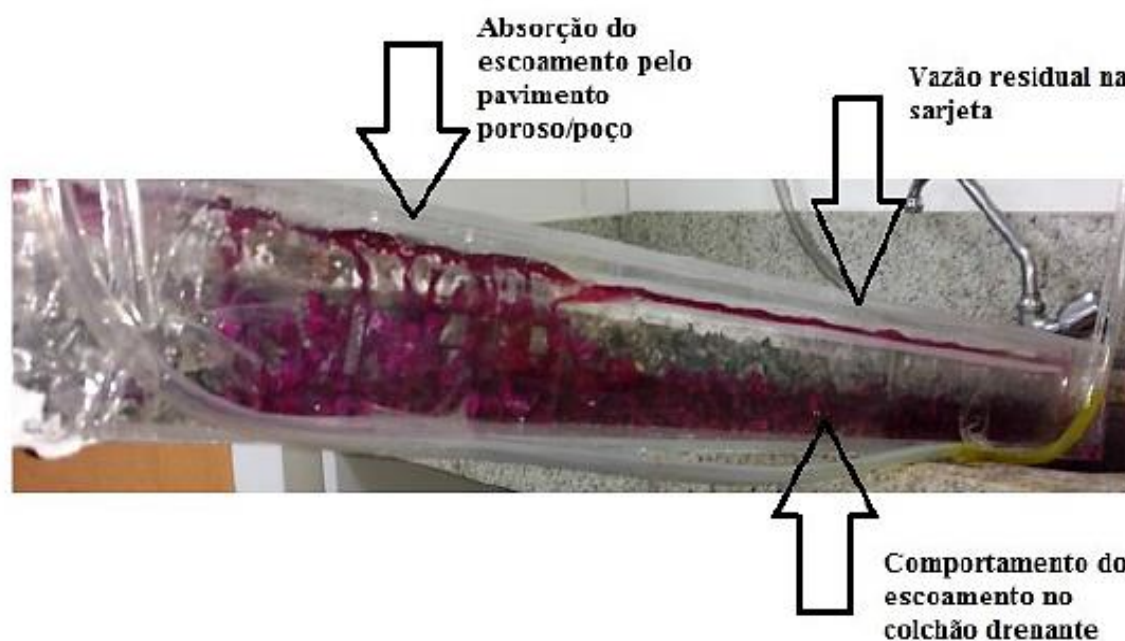


Figura 6 – Visualização da absorção pela tampa (pavimento poroso) e poço de recebimento, escoamento no colchão drenante e vazão residual a jusante da tampa do poço de recebimento.

Foram efetuados vários experimentos modificando-se as declividades de greide e vazão, bem como avaliação estatística com relação à capacidade de absorção da grelha/poço de recebimento e condução do canal subsuperficial, obtendo-se resultados satisfatórios referentes às vazões observadas em sistemas de microdrenagem urbana.

Atualmente, os estudos de Braz et al (2017) estão sendo associados a vários dispositivos de controle pluvial dimensionados pela engenharia para atender o arranjo urbanístico de áreas com loteamentos implantados e a implantar. Foram escolhidas, nesse primeiro momento, as faixas gramadas e/ou com pequenos jardins, tendo em vista serem dimensionadas para infiltrar um escoamento laminar e, consequentemente, contribuir para sua despoluição e retenção de finos, além de diminuir quantitativamente o escoamento pluvial.

Foram utilizados, também, os estudos de Mecklenburg (1996), que indica que as dimensões da faixa gramada são dependentes do valor da eficiência de retenção de finos desejada e da declividade do local de implantação. A referida pesquisa indica que para se obter retenção de 75% de finos, a faixa gramada deve obedecer a largura de 10 m para uma declividade de 2%.

No entanto, a capacidade de infiltração pode ser calibrada através de ensaios de infiltração em estudos experimentais efetuados em campo, de fácil elaboração e análise. Levando-se em conta que o escoamento deve ser laminar, para que não ocorram processos erosivos em função de escoamentos concentrados, a princípio, deve-se assumir que a faixa gramada tenha

que ser o mais plana possível. No mesmo sentido, a vegetação deve ser densa o bastante para evitar a erosão por embate (gotas de chuva) e a erosão por escoamento concentrado, essa última através da rugosidade da grama.

Para um novo modelo de associação de dispositivos verdes de drenagem, que pode ser executado tanto em vias existentes, quanto a implantar, foi idealizado e está em final de construção no Laboratório de Hidráulica e Mecânica dos Fluidos da Universidade Fumec, o modelo reduzido do projeto de drenagem verde, apresentado na Figura 7.

O projeto indica o recolhimento da drenagem pluvial das residências e o deságue sobre o poço absorvente que engolirá a vazão dos lotes, cuja contribuição é maior, e a faixa gramada receberá a água pluvial proveniente do pavimento da via. Dessa forma, a infiltração será bem maior e a via não terá, a princípio, problemas de inundação da faixa gramada, como ocorre nos jardins de chuva tradicionais.

Além disso, a poluição advinda da rua será filtrada pelo gramado e a advinda das residências terá o processo filtrado no pavimento, no poço absorvente e no canal subsuperficial, tendo em vista os materiais que preenchem esses dispositivos.

Até o momento, o modelo foi construído em acrílico, seguindo todas as dimensões e características utilizada por Braz et al (2017), para que se possa adotar os resultados desse estudo no dimensionamento das faixas de grama, de acordo com as declividades.

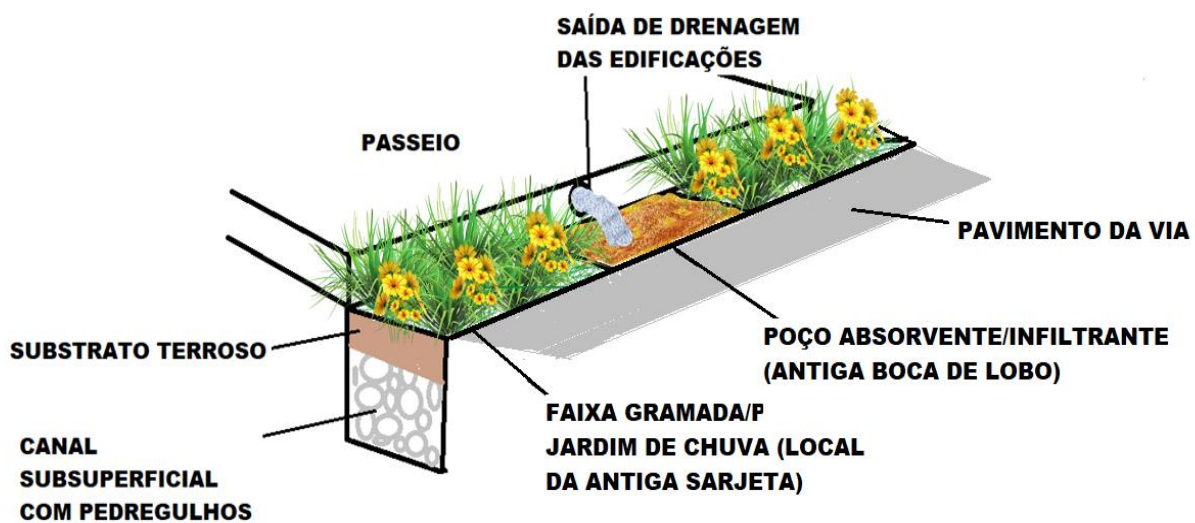


Figura 7 – Projeto de associação de dispositivos de drenagem verde para vias existentes e a implantar

No entanto, se encontra em análise o grau de compactação do solo para a simulação da infiltração no modelo e o material que substituirá a grama e/ou vegetação da faixa gramada.

Dessa forma, a realização dos estudos experimentais propostos poderão simular as condições hidráulicas e topográficas ótimas para que esses dispositivos hidráulicos funcionem satisfatoriamente, dentro das condições sugeridas por Mecklenburg (1996) e Braz et al (2017).

Considerações Finais

A drenagem urbana sustentável deve assegurar ações indispensáveis para a implantação e sucesso de sistemas de recuperação, prevenção, controle e mitigação dos impactos gerados pelas enchentes urbanas. Nesse sentido, intervenções estruturais voltadas para a execução e/ou adaptação de obras que privilegiem a redução, retardamento e amortecimento do escoamento das águas pluviais se tornam imprescindíveis.

Sendo assim, pode-se afirmar que o sistema de drenagem modelado e o projeto a ser modelado se encontram dentro da filosofia compensatória das consequências da urbanização e se inserem dentro do conceito sustentável de adaptação e reabilitação dos dispositivos de drenagem em áreas urbanas.

Há que se considerar, ainda, que ao se implantar esse novo modelo de dispositivo, ter-se-á a redução dos diâmetros das galerias de microdrenagem, das dimensões da macrodrenagem e, praticamente, a eliminação das descidas de água e dissipadores de energia em via e rodovias. Além disso, ocorrerá a redução significativa do pico de vazão e aumento de grande relevância no tempo de resposta para jusante.

Em vista de se possuir pouco espaço neste artigo, para se discutir todos os pormenores do assunto em pauta, há que se destacar a importância do estudo que se propõe, haja vista que, do ponto de vista hidráulico, não existem, ainda, muitos estudos em modelos físicos sobre o assunto.

Com base na afirmação de que o sistema de microdrenagem existe para dar condições aceitáveis de circulação de veículos e pedestres nas áreas urbanas, quando da ocorrência de chuvas frequentes, e que é necessário se verificar o seu desempenho em eventos de grande magnitude, sob a ótica de possíveis danos às propriedades e riscos de perdas humanas, acredita-se que os estudos, ora apontados, são de grande importância para a engenharia urbana.

Referências Bibliográficas

Braz, M.G., Ferreira, M.E.V., Fernandes, N.A. 2015. Desempenho hidráulico de bocas de lobo com depressão em pontos baixos de vias: pesquisa experimental *in* Anais do 28º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, RJ.

Braz, M.G., Filho, J. E.S.; Rosa, D.J. Q. 2017. Proposta de técnica compensatória em drenagem urbana baseada no aproveitamento da estrutura da boca de lobo em associação a canal subsuperficial: pesquisa experimental *in* Anais do XI Encontro Nacional de Águas Urbanas – 5 a 7 de Julho de 2017 – Belo Horizonte

Dourados News. 2022 <https://www.douradosnews.com.br/dourados/grades-de-boca-de-lobo-furtadas-geram-prejuizo-e-inseguranca-em/1193067/>

Prefeitura Municipal de Belo Horizonte. 2008. *Caderno de encargos da SUDECAP*, 3ª Edição.

Mecklenburg, D., 1996, Rainwater and Land Development: Ohio's Standards for Stormwater Management Land Development and Urban Stream Protection, 2nd Edition, Ohio Department of Natural Resources, Columbus, Ohio, USA.



ARTIGOS COMPLETOS

ÁREA TEMÁTICA
Técnicas e Estudos de Recuperação de Áreas Degradadas

TÉCNICAS E ESTUDOS DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS: AVANÇOS E PERSPECTIVAS

Camila Garcia Aguilera¹

1 Universidade São Judas Tadeu, e-mail: camila.aguilera@saojudas.br

Palavras-chave: Recuperação de áreas degradadas, Técnicas de restauração, Avanços e perspectivas

Resumo

A degradação ambiental é um problema global que resulta em perda de biodiversidade, degradação do solo, redução da qualidade da água e outros impactos negativos. Nesse contexto, a recuperação de áreas degradadas tem se mostrado uma abordagem fundamental para restaurar os ecossistemas e mitigar os efeitos da degradação. Este artigo revisa as técnicas e estudos mais recentes sobre a recuperação de áreas degradadas, destacando os avanços alcançados e as perspectivas futuras nessa área.

A degradação ambiental tem sido uma preocupação global devido aos seus efeitos prejudiciais no meio ambiente e na qualidade de vida das pessoas. A perda de biodiversidade, a degradação do solo, a contaminação da água e a emissão de gases do efeito estufa são apenas alguns exemplos dos impactos negativos causados pela degradação ambiental.

Diante desse cenário, a recuperação de áreas degradadas ganha destaque como uma abordagem fundamental para reverter os danos e restaurar os ecossistemas afetados. A recuperação envolve a implementação de práticas e técnicas que visam restabelecer a funcionalidade e a diversidade dos ecossistemas, além de promover a sustentabilidade ambiental.

Este artigo tem como objetivo revisar as técnicas e estudos mais recentes relacionados à recuperação de áreas degradadas. Através dessa revisão, busca-se destacar os avanços alcançados nessa área e identificar as perspectivas futuras para aprimorar as estratégias de recuperação.

Diversas técnicas têm sido desenvolvidas e aprimoradas para a recuperação de áreas degradadas, incluindo a revegetação, o controle da erosão, a remediação do solo contaminado e a reintrodução de espécies nativas. Além disso, estudos científicos têm investigado os efeitos dessas técnicas em diferentes ecossistemas e avaliado sua eficácia a longo prazo.

Os avanços alcançados na recuperação de áreas degradadas têm mostrado resultados encorajadores. Ecossistemas que foram previamente degradados têm apresentado sinais de recuperação, com o retorno da biodiversidade e a melhoria das condições ambientais. No entanto, ainda há desafios a serem superados, como a seleção adequada das espécies a serem reintroduzidas, a gestão eficiente da água e dos recursos naturais, e a integração de abordagens de recuperação com o desenvolvimento sustentável.

Olhando para o futuro, é essencial continuar avançando no conhecimento e na aplicação das técnicas de recuperação de áreas degradadas. É preciso promover a pesquisa científica, o compartilhamento de informações e a colaboração entre diferentes setores, incluindo governos, organizações não governamentais e comunidades locais. A recuperação de áreas degradadas é um desafio complexo, mas com esforços contínuos e abordagens integradas, é possível alcançar resultados positivos e promover a sustentabilidade ambiental.

Introdução

A destruição de ecossistemas naturais decorrente de atividades humanas, como mineração, desmatamento, urbanização desordenada e agricultura intensiva, tem aumentado significativamente nas últimas décadas. A recuperação dessas áreas é fundamental para a conservação da biodiversidade, a promoção da resiliência dos ecossistemas e a sustentabilidade ambiental. Compreender e implementar técnicas eficazes de recuperação é essencial para reverter os danos causados pela degradação.

O aumento alarmante da degradação ambiental está diretamente ligado às atividades humanas e ao seu impacto negativo sobre os ecossistemas. A rápida industrialização, a urbanização desenfreada, a exploração excessiva dos recursos naturais e a poluição são alguns dos principais fatores que contribuem para essa degradação ambiental. (SILVA, et al. 2020, p. 45-58).

A destruição de ecossistemas naturais devido a atividades humanas, como mineração, desmatamento, urbanização desordenada e agricultura intensiva, é um problema grave que tem se acentuado nas últimas décadas. Essas atividades têm causado danos significativos à biodiversidade, à resiliência dos ecossistemas e à sustentabilidade ambiental.

O desmatamento é uma das questões mais urgentes e preocupantes que o mundo enfrenta atualmente. As florestas desempenham um papel crucial na regulação do clima, na manutenção da biodiversidade e na oferta de recursos naturais essenciais para a vida no planeta. No entanto, estatísticas alarmantes revelam uma rápida perda de cobertura florestal em todo o mundo.

De acordo com dados fornecidos pela Global Forest Watch, entre 2002 e 2019, aproximadamente 178 milhões de hectares de florestas foram perdidos globalmente. Isso equivale a uma área maior que 1,7 vezes o tamanho da Espanha, um impacto de magnitude assustadora para os ecossistemas florestais e para o equilíbrio ambiental.

A Amazônia brasileira também tem sido alvo de extenso desmatamento. No ano de 2020, o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) registrou a perda de cerca de 10.000 km² de floresta na região. Essa taxa alarmante de desmatamento ameaça um dos biomas mais ricos e diversos do planeta, com consequências globais significativas.

As atividades relacionadas ao desmatamento têm um papel significativo no aumento das emissões globais de gases de efeito estufa, especialmente o dióxido de carbono (CO₂). Segundo o relatório do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) de 2021, as emissões de CO₂ aumentaram cerca de 50% desde 1990, resultando em uma aceleração preocupante das mudanças climáticas.

Apesar do cenário desolador, é importante destacar que a pandemia de COVID-19 e as restrições de mobilidade associadas tiveram um impacto transitório nas emissões globais. De acordo com o Global Carbon Project, em 2020, as emissões globais de CO₂ diminuíram aproximadamente 7%, refletindo as medidas adotadas para conter a propagação do vírus. No entanto, é fundamental ressaltar que essas reduções são temporárias e não devem ser vistas como uma solução sustentável para o problema do desmatamento e das mudanças climáticas.

O desmatamento também contribui para a poluição do ar, afetando a saúde humana de maneira significativa. A Organização Mundial da Saúde (OMS) estima que cerca de 9 em cada 10 pessoas respirem ar poluído em todo o mundo, o que resulta em aproximadamente 7 milhões de mortes prematuras anualmente. Áreas urbanas são particularmente afetadas, com a OMS relatando 4,2 milhões de mortes relacionadas à poluição do ar nessas regiões.

Além dos impactos climáticos e da saúde humana, o desmatamento está levando a uma perda significativa de biodiversidade. Segundo o Relatório Planeta Vivo 2020, produzido pela WWF, as populações de mamíferos, pássaros, anfíbios, répteis e peixes diminuíram em média 68% entre 1970 e 2016. A Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) inclui aproximadamente 34.000 espécies ameaçadas de extinção, um número alarmante que reflete o impacto do desmatamento sobre a diversidade da vida na Terra.

O aumento da temperatura média global e o acelerado aumento do nível do mar são duas consequências graves das mudanças climáticas, diretamente ligadas ao desmatamento. De acordo com o IPCC, a temperatura média global aumentou cerca de 1,1 °C desde o período pré-industrial. O relatório também destaca que o nível do mar aumentou em média cerca de 3,3 milímetros por ano entre 1993 e 2019. Esses dados reforçam a necessidade urgente de tomar medidas efetivas para combater o desmatamento e mitigar os impactos das mudanças climáticas.

O desmatamento representa uma ameaça sem precedentes para a saúde do nosso planeta. Os efeitos abrangentes dessa prática prejudicial são evidentes nas emissões de gases de efeito estufa, na poluição do ar, na perda de biodiversidade e nas mudanças climáticas. Para enfrentar esses desafios, é fundamental adotar abordagens sustentáveis e investir em políticas ambientais eficazes, visando a preservação das florestas e a promoção de uma coexistência equilibrada entre a humanidade e a natureza.

A biodiversidade, ou a variedade de formas de vida em um determinado ecossistema, é essencial para a saúde e o equilíbrio do planeta. A destruição de habitats naturais resulta na perda de espécies de plantas e animais, levando à diminuição da diversidade genética e à quebra das interações ecológicas. Isso pode ter efeitos cascata, afetando negativamente a estabilidade de ecossistemas inteiros.

Além disso, os ecossistemas naturais desempenham um papel fundamental na promoção da resiliência ambiental. Eles atuam como amortecedores contra desastres naturais, regulam o ciclo da água, controlam a erosão do solo e armazenam grandes quantidades de carbono. Quando esses ecossistemas são degradados ou destruídos, perde-se sua capacidade de fornecer esses serviços ecossistêmicos, aumentando a vulnerabilidade às mudanças climáticas e a outros impactos ambientais negativos.

Para reverter os danos causados pela degradação dos ecossistemas, é essencial implementar técnicas eficazes de recuperação. A restauração ecológica é um campo de estudo e prática que visa a reabilitação de ecossistemas degradados. Envolve a reintrodução de espécies nativas, o controle de espécies invasoras, a reabilitação do solo e a reconstrução de corredores ecológicos, entre outras medidas.

A recuperação de ecossistemas degradados é um processo complexo que requer uma abordagem multidisciplinar. Envolve a cooperação entre cientistas, ecologistas, gestores ambientais e comunidades locais. É importante considerar os aspectos sociais e econômicos, bem como os ambientais, para garantir a viabilidade e a sustentabilidade dos projetos de recuperação.

Além disso, é fundamental adotar uma abordagem preventiva, buscando evitar a degradação dos ecossistemas em primeiro lugar. Isso pode ser alcançado por meio da implementação de práticas sustentáveis nas atividades humanas, como o uso de técnicas agrícolas sustentáveis, o planejamento urbano adequado e a gestão responsável dos recursos naturais.

Em suma, a destruição de ecossistemas naturais causada por atividades humanas tem tido um impacto significativo nas últimas décadas, afetando a biodiversidade, a resiliência dos ecossistemas e a sustentabilidade ambiental. A recuperação dessas áreas degradadas é essencial para reverter os danos e promover a conservação da natureza. A implementação de técnicas eficazes de recuperação, juntamente com a adoção de práticas sustentáveis, é fundamental para garantir um futuro ambientalmente saudável e sustentável.

Principais técnicas de recuperação de áreas degradadas

Este artigo discute uma variedade de técnicas utilizadas na recuperação de áreas degradadas, incluindo ações de revegetação, reabilitação do solo, controle da herança, reintrodução de espécies nativas, remediação de áreas contaminadas,

entre outras. Cada técnica é apresentada em detalhes, descrevendo os princípios subjacentes e os benefícios associados à sua aplicação. Além disso, são alternativas inovadoras, como a engenharia ecossistêmica e a restauração ecológica assistida por drones, que têm mostrado resultados promissores na recuperação de áreas degradadas.

Clewell e Aronson (2013) destacam em seu livro *'Ecological Restoration: Principles, Values, and Structure of an Emerging Profession'* a importância da aplicação de técnicas de recuperação em diferentes contextos e ecossistemas degradados. Eles discutem a eficácia de abordagens como a revegetação, reabilitação do solo, controle de espécies invasoras e reintrodução de espécies nativas na restauração de áreas degradadas. Além disso, os autores enfatizam a necessidade de considerar os princípios e valores da restauração ecológica, bem como a participação das comunidades locais, para alcançar resultados bem-sucedidos de recuperação.

Há uma variedade de técnicas empregadas na recuperação de áreas degradadas, sendo que cada uma delas é adaptada às características específicas do ecossistema em foco. Neste artigo, serão exploradas algumas das principais abordagens utilizadas nesse processo, incluindo a revegetação, a reabilitação do solo, o controle de espécies invasoras, a reintrodução de espécies nativas e a remediação de áreas contaminadas.

Revegetação: A revegetação envolve o plantio de espécies vegetais nativas na área degradada. Essas plantas desempenham um papel fundamental na recuperação do solo, na estabilização do terreno e na reintrodução de biodiversidade. A seleção das espécies adequadas é importante para garantir que sejam capazes de se adaptar às condições do local e desempenhar funções ecossistêmicas importantes.

Reabilitação do solo: Em muitos casos, as áreas degradadas sofrem com a perda de nutrientes, compactação do solo e erosão. A reabilitação do solo visa melhorar suas características físicas, químicas e biológicas. Isso pode ser feito por meio da adição de matéria orgânica, como composto ou esterco, e de técnicas de manejo que promovam a recuperação da estrutura do solo e sua capacidade de reter água e nutrientes.

Controle de espécies invasoras: Espécies invasoras podem competir com as espécies nativas, reduzindo a biodiversidade e o crescimento das plantas desejáveis. O controle dessas espécies invasoras é importante para permitir o estabelecimento e o crescimento das espécies nativas. Isso pode ser feito por meio de métodos mecânicos, químicos ou biológicos, dependendo da viabilidade e dos impactos ambientais associados a cada método.

Reintrodução de espécies nativas: Em alguns casos, é necessário reintroduzir espécies nativas que foram extintas ou tiveram suas populações drasticamente reduzidas na área degradada. Essa técnica é especialmente importante quando a recuperação da biodiversidade é um objetivo central. A reintrodução pode envolver a soltura controlada de animais ou o plantio de mudas ou sementes de plantas nativas.

Remediação de áreas contaminadas: Em áreas degradadas que foram contaminadas por substâncias tóxicas, como poluentes químicos ou resíduos industriais, é necessária a remediação para restaurar a qualidade do solo e da água. Essa técnica envolve a remoção ou tratamento dos contaminantes presentes na área afetada. Pode incluir processos físicos, químicos ou biológicos, como a lavagem do solo, a biorremediação ou o uso de barreiras impermeáveis.

Engenharia ecossistêmica: A engenharia ecossistêmica é uma abordagem que utiliza princípios ecológicos para projetar e construir soluções que promovam a restauração de ecossistemas degradados. Envolve a criação de estruturas físicas, como lagoas, corredores fluviais ou recifes artificiais, que fornecem condições favoráveis para o restabelecimento de habitats e a recuperação da biodiversidade. Essas estruturas também podem ajudar na proteção contra erosão e desastres naturais, além de fornecer serviços ecossistêmicos valiosos.

Restauração ecológica assistida por drones: A utilização de drones tem se mostrado uma alternativa inovadora na recuperação de áreas degradadas. Esses dispositivos aéreos podem ser equipados com tecnologias avançadas, como câmeras multiespectrais e sistemas de dispersão de sementes, permitindo o monitoramento detalhado da área e a realização de ações específicas, como o plantio de sementes. Os drones podem ser especialmente úteis em áreas de difícil acesso, acelerando e otimizando o processo de recuperação.

Todas as abordagens mencionadas oferecem benefícios significativos na recuperação de áreas degradadas. Elas permitem a restauração de ecossistemas danificados, a criação de condições adequadas para o estabelecimento de espécies nativas e a promoção da biodiversidade. Além disso, essas técnicas inovadoras podem aumentar a eficiência e a escala das ações de recuperação, tornando o processo mais ágil e efetivo.

É importante ressaltar que a escolha das técnicas de recuperação a serem aplicadas dependerá das características específicas da área degradada, dos recursos disponíveis, dos objetivos de conservação e das restrições ambientais. A combinação de diferentes abordagens e a adaptação às condições locais são fundamentais para garantir o sucesso da recuperação.

A recuperação de áreas degradadas é um desafio complexo, mas essencial para a conservação da biodiversidade, a resiliência dos ecossistemas e a sustentabilidade ambiental. A utilização de técnicas tradicionais, juntamente com abordagens inovadoras, pode potencializar os esforços de restauração e contribuir para a reversão dos danos causados pelas atividades humanas.

É importante ressaltar que a aplicação dessas técnicas deve ser feita de forma integrada, considerando as características específicas do local, os objetivos de recuperação e as restrições ambientais. Além disso, a participação das comunidades locais e o monitoramento contínuo são fundamentais para garantir o sucesso e a sustentabilidade dos projetos de recuperação de áreas degradadas.

Estudos de caso e resultados

O artigo apresenta diversos estudos de caso que ilustram uma aplicação bem-sucedida de técnicas de recuperação em diferentes contextos e ecossistemas degradados. São discutidos os resultados obtidos em termos de restauração da vegetação, recuperação da biodiversidade, melhoria da qualidade do solo e da água, bem como os desafios encontrados ao longo do processo. Esses estudos destacam a importância de considerar as características específicas de cada área degradada e a necessidade de abordagens adaptativas e integradas para alcançar resultados efetivos.

A recuperação de ecossistemas degradados é uma preocupação crescente em todo o mundo, devido à perda contínua da biodiversidade, degradação do solo e da água, e às mudanças climáticas. Felizmente, existem diversos estudos de caso que demonstram o sucesso na aplicação de técnicas de recuperação em diferentes contextos e ecossistemas. Esses estudos oferecem exemplos inspiradores de restauração da vegetação, recuperação da biodiversidade e melhoria da qualidade do solo e da água. No entanto, também é importante reconhecer os desafios encontrados ao longo desse processo.

Um exemplo notável de sucesso na restauração da vegetação é o caso da Floresta Nacional do Tapajós, no Brasil. A área havia sido transformada em pastagens e suportada com a exploração madeireira ilegal. Por meio de um programa de restauração florestal, que incluiu o plantio de espécies nativas e a implementação de técnicas de manejo sustentável, a floresta começou a se recuperar. Estudos subsequentes apreciaram um aumento significativo na cobertura vegetal, com o retorno de espécies-chave e o restabelecimento de processos ecológicos. Além disso, a restauração da vegetação contribuiu para a melhoria da qualidade do solo, evitando a ingestão e promovendo a retenção de água.

Outro exemplo é a recuperação da biodiversidade na Reserva Natural da Gorongosa, em Moçambique. Após décadas de conflito armado e caça ilegal, a biodiversidade na área estava seriamente comprometida. Um esforço de vitória pelo Parque Nacional da Gorongosa resultou em notáveis sucessos. Programas de reintrodução de espécies, monitoramento rigoroso e participação ativa das comunidades locais ajudaram a restaurar a abundância de animais, incluindo elefantes, zebras e antílopes. A recuperação da biodiversidade também teve um impacto positivo na economia local, impulsionando o ecoturismo e promovendo a qualidade de vida das comunidades vizinhas.

Quanto à melhoria da qualidade do solo e da água, um estudo de caso notável é o da Bacia de Chesapeake, nos Estados Unidos. A bacia foi cultivada por décadas de agropecuária e urbana, evoluiu em altos níveis de nutrientes e sedimentos nos rios e córregos locais. A implementação de práticas de conservação do solo, como a adoção de plantio direto e construção de terraços, juntamente com a restauração de áreas ecológicas, levou a uma redução significativa na vazão da água. A adoção dessas medidas resultou em uma melhoria na qualidade da água, com um aumento na clareza e uma redução dos níveis de nutrientes, beneficiando tanto os ecossistemas aquáticos quanto as comunidades que dependem desses recursos.

Apesar desses exemplos positivos, a recuperação de ecossistemas degradados ainda enfrenta desafios duradouros. Um dos principais desafios é a falta de recursos financeiros e capacidade técnica para implementar as medidas necessárias em larga escala. Além disso, o sucesso a longo prazo da restauração depende da participação ativa das comunidades locais, bem como do engajamento de diferentes partes interessadas e da adoção de abordagens integradas.

Em resumo, os estudos de caso mencionados ilustram aplicações bem-sucedidas de técnicas de recuperação em diferentes contextos e ecossistemas degradados. Esses exemplos destacam os benefícios da restauração da vegetação, recuperação da biodiversidade, melhoria da qualidade do solo e da água. No entanto, é fundamental enfrentar os desafios associados, como a falta de recursos financeiros e capacidade técnica, além de promover o envolvimento das comunidades locais e das partes interessadas para garantir a sustentabilidade dessas ações de recuperação em longo prazo.

Desafios e perspectivas futuras

A recuperação de áreas degradadas é uma tarefa desafiadora e complexa, que envolve uma série de desafios e perspectivas futuras. Embora tenham sido desenvolvidas várias técnicas e estudos para auxiliar nesse processo, ainda há muito a ser feito para enfrentar os desafios e alcançar resultados efetivos.

De acordo com Smith et al. (2022), um dos principais desafios na recuperação de áreas degradadas é a seleção e aplicação adequada das técnicas. É essencial levar em consideração as características específicas do ecossistema, a extensão e intensidade da degradação, além de fatores socioeconômicos e culturais, a fim de assegurar o sucesso dos esforços de restauração. Cada ecossistema degradado possui características únicas, o que requer abordagens específicas e adaptadas. A falta de conhecimento detalhado sobre os processos ecológicos desses ecossistemas muitas vezes dificulta a identificação das melhores práticas de restauração. Portanto, é fundamental investir em pesquisas que aprimorem o entendimento dos processos de sucessão ecológica, a dinâmica das espécies e as interações entre os organismos.

Outro desafio está relacionado à disponibilidade de recursos, incluindo financiamento adequado e mão de obra capacitada. A recuperação de áreas degradadas requer investimentos consideráveis em termos de infraestrutura, material vegetal, monitoramento e manutenção a longo prazo. Além disso, a falta de profissionais qualificados e capacitados nessa área pode comprometer a implementação efetiva das técnicas de recuperação.

A gestão e governança também são desafios importantes na recuperação de áreas degradadas. É necessário um bom planejamento e coordenação entre os diferentes atores envolvidos, como cientistas, gestores ambientais, proprietários de terras e comunidades locais. A falta de integração e cooperação entre esses atores pode levar a conflitos de interesse, falta de apoio e dificuldades na implementação das ações de recuperação.

Além dos desafios, é importante considerar as perspectivas futuras na área de recuperação de áreas degradadas. Avanços tecnológicos, como o uso de geotecnologias e sensoriamento remoto, têm proporcionado novas oportunidades para o

monitoramento e avaliação dos projetos de recuperação. A utilização de abordagens inovadoras, como a engenharia ecossistêmica e a restauração assistida por drones, tem mostrado resultados promissores na recuperação de áreas degradadas.

Outra perspectiva importante é a valorização dos serviços ecossistêmicos fornecidos pelas áreas restauradas. A recuperação de áreas degradadas não se limita apenas à restauração da biodiversidade, mas também pode trazer benefícios socioeconômicos, como a melhoria da qualidade da água, a regulação do clima local e a promoção do turismo ecológico. Reconhecer e valorizar esses serviços pode fortalecer o apoio e o engajamento da sociedade na recuperação de áreas degradadas.

Os desafios na recuperação de áreas degradadas são significativos, mas há perspectivas promissoras para o futuro. Investimentos em pesquisa, capacitação profissional, gestão integrada e utilização de abordagens inovadoras podem contribuir para superar esses desafios e alcançar resultados mais efetivos na recuperação de ecossistemas degradados (GARCIA, 2021, p. 321-335).

Apesar dos avanços alcançados na recuperação de áreas degradadas, ainda existem desafios a serem superados. Questões como a seleção adequada de espécies nativas, a gestão dos efeitos das mudanças climáticas, o monitoramento de longo prazo e a obtenção de recursos financeiros são auxílios neste artigo. Além disso, são perspectivas tecnológicas futuras, como o uso de técnicas de bioengenharia, o envolvimento das comunidades locais e a integração de abordagens de ingestão em ecossistemas.

Conclusão

A recuperação de áreas degradadas é um desafio complexo, mas fundamental para a conservação ambiental e a sustentabilidade. Através de uma revisão das técnicas e estudos mais recentes apresentados neste artigo, podemos concluir que existe uma variedade de abordagens eficazes disponíveis. No entanto, é necessário um esforço contínuo para aprimorar essas técnicas, desenvolver estratégias adaptativas e promover a colaboração entre cientistas, formuladores de políticas e comunidades locais.

Os resultados dos esforços de recuperação mostram que é possível reverter a degradação ambiental e restaurar a saúde dos ecossistemas comprometidos. A revegetação, a reabilitação do solo, o controle de espécies invasoras, a reintrodução de espécies nativas e a remediação de áreas contaminadas são apenas algumas das abordagens que têm demonstrado sucesso na restauração de áreas degradadas.

No entanto, a recuperação de áreas degradadas vai além da aplicação de técnicas específicas. É uma tarefa coletiva que exige ação coordenada e comprometimento de todos os setores da sociedade. É fundamental promover a conscientização e a educação ambiental, envolver as comunidades locais nas decisões e implementações, além de garantir políticas adequadas de conservação e uso sustentável dos recursos naturais.

Além disso, é essencial investir em pesquisa e capacitação profissional para desenvolver e aprimorar constantemente as técnicas de recuperação. As abordagens inovadoras, como a engenharia ecossistêmica e a restauração ecológica assistida por drones, têm mostrado resultados promissores, mas requerem mais estudos e experimentações para maximizar sua eficácia.

Em conclusão, a recuperação de áreas degradadas é um desafio complexo, mas com perspectivas promissoras para o futuro. A colaboração entre diferentes atores, o aprimoramento das técnicas de restauração e a conscientização sobre a importância da conservação ambiental são elementos-chave para garantir o sucesso desses esforços. Somente através de um compromisso conjunto poderemos assegurar a saúde dos ecossistemas e o bem-estar das gerações futuras.

Referências bibliográficas

- Alves, L.F., Vieira, S.A., Scaranello, M.A., Camargo, P.B., Santos, F.A.M., Joly, C.A., Martinelli, L.A. 2010. Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest Brazil. *Forest Ecology and Management*, 2605, 679-691.
- Begon, M., Townsend, C. R., & Harper, J. L. 2014. *Ecology: From Individuals to Ecosystems*.
- Brancalion, P.H.S., Viani, R.A.G., Strassburg, B.B.N., Rodrigues, R.R., Loyola, R. 2012. Planning ecological restoration in the Atlantic Forest hotspot: A framework derived from a case study in the Bocaina Mountains, Brazil. *Journal of Environmental Management*, 106, 101-109.
- Chazdon, R.L., Brancalion, P.H.S., Lamb, D., Laestadius, L., Calmon, M., Kumar, C. 2017. A policy-driven knowledge agenda for global forest and landscape restoration. *Conservation Letters*, 101, 125-132.
- Clewell, A. F., & Aronson, J. 2006. *Ecological Restoration: Principles, Values, and Structure of an Emerging Profession*.
- Clewell, A.F., Aronson, J. Eds.. 2013. *Ecological restoration: Principles, values, and structure of an emerging profession* 2nd ed.. Island Press.

- Ferreira, P.A.L., Marques, M.C.M., de Campos, M.C.R., Coelho, M.S. 2019. Restauração ecológica e conectividade em paisagens fragmentadas. *Revista Brasileira de Biociências*, 171, 62-75.
- Jeffries, M. J. 2019. *Biodiversity and Conservation*.
- Joly, C.A., Metzger, J.P., Tabarelli, M. 2014. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: Ecological findings and conservation initiatives. *New Phytologist*, 2043, 459-473.
- Jordan III, W. R., & Lubick, G. M. 2011. *Ecological Restoration: Principles, Values, and Structure of an Emerging Profession*.
- Jordan III, W. R., Carpenter, S. R., & Kuenzi, W. D. 2012. *The Ecology of Restoration: Historical Links, Emerging Issues and Unexplored Realms*.
- Kageyama, P.Y., Gandolfi, S. Eds.. 2015. *Restauração ecológica de ecossistemas naturais*. Editora UFMG.
- Kareiva, P., Marvier, M., & Silliman, B. 2012. *Conservation Science: Balancing the Needs of People and Nature*.
- Liu, J. D. 2020. *Rebuilding the Earth: Regenerating our Planet's Life Support Systems for a Sustainable Future*.
- Murphy, S.D., Kirschbaum, M.U.F., Linder, S., Leishman, M.R. 2014. Ecological restoration in a changing world: Emerging perspectives on challenges and opportunities. *Restoration Ecology*, 223, 295-298.
- Oliveira-Filho, A.T., Fontes, M.A.L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica*, 324b, 793-810.
- Palmer, M. A., Zedler, J. B., & Falk, D. A. 2020. *Restoration Ecology: Theories and Practices*.
- Pinto, S.R.R., Meirelles, S.T., Rodrigues, R.R., Scarano, F.R. 2014. Restauração de ecossistemas no Brasil: História, avanços e desafios. In F.R. Scarano, R. Gavilanes Eds., *Biologia da conservação: Essências* pp. 283-303. Editora Rima.
- Rodrigues, R.R., Martins, S.V. 2002. *Manual de restauração florestal*. Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais IPEF.
- Silva, J. A. et al. 2020. Impactos das atividades humanas na degradação ambiental. *Revista de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável*, 45-58.
- Strassburg, B.B.N., Iribarrem, A., Beyer, H.L., Cordeiro, C.L., Crouzeilles, R., Jakovac, C.C., ... Brancalion, P.H.S. 2018. Global priority areas for ecosystem restoration. *Nature*, 5867831, 724-729.
- Suding, K.N., Gross, K.L., Houseman, G.R. 2004. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 191, 46-53.
- Suding, K.N., Hobbs, R.J. (2009). Threshold models in restoration and conservation: A developing framework. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(5), 271-279.
- van Andel, J., & Aronson, J. 2013. *Restoration Ecology: The New Frontier*.

ECOTOXICIDADE DE SOLOS CONTAMINADOS COM PRESERVANTES DE BAMBU

1Aline Aparecida Pereira, 2Carla Eloísa Diniz dos Santos, 3Ana Carolina Borella Marfil Anhô

1Universidade Federal do Triângulo Mineiro, e-mail: alineapereira@outlook.com; 2Universidade Federal do Triângulo Mineiro, e-mail: carla.santos@uftm.edu.br; 3Universidade Federal do Triângulo Mineiro, e-mail: ana.anhe@uftm.edu.br

Palavras-chave: Testes ecotoxicológicos; *Eisenia fetida*; Organismos bioindicadores.

Resumo

O bambu vem sendo amplamente utilizado pelas indústrias moveleira e da construção civil, as quais aplicam produtos químicos preservantes no material, visando proteger as fibras da umidade e do ataque de fungos e insetos. Entretanto, com o descarte desses materiais no ambiente e o processo de lixiviação que estes sofrem, os preservantes passam a ser depositados no solo, alterando as suas características físicas, químicas e biológicas, interferindo assim na qualidade do ecossistema terrestre. Dentre os preservantes utilizados comercialmente, este trabalho investigou, por meio de testes ecotoxicológicos, os efeitos do (i) Octoborato de Sódio tetraidratado (SB) a 5%, (ii) Ácido Bórico (2%) + Sulfato de Cobre (1%) (CB) a 2% e (iii) Ácido Crômico (30,2% a 34,7%) + Óxido Cúprico (1% a 14,2%) + Ácido Bórico (29,4% - 33,5%) (CCB) a 3%. Os preservantes foram analisados nos teores: puro, 1:10, 1:50 e 1:70, misturados às amostras de solo natural com oligoquetas da espécie *Eisenia fetida*. Realizaram-se os testes de fuga, toxicidade aguda e toxicidade crônica, de acordo com as diretrizes das normas NBR ISO 17512-1/2011, ISO 11268-1/2012 e ISO 11268-2/2012, respectivamente. Os efeitos (agudos e crônicos) da toxicidade dos três preservantes foram identificados a partir de alterações comportamentais, físicas e reprodutivas nas minhocas californianas.

Introdução

O bambu, facilmente encontrado e cultivado em diversas regiões do mundo, é um recurso natural que vem sendo cada vez mais utilizado na construção civil, fabricação de móveis e utensílios domésticos. No Brasil, existe um incentivo legal de ampliação do uso e manejo sustentável do bambu, a Lei nº 12484/2021, que institui a Política Nacional de Incentivo ao Manejo Sustentado e o Cultivo do Bambu (BRASIL, 2011).

Para garantir a resistência e evitar a deterioração por umidade e ataque de fungos e insetos, o bambu é submetido à tratamentos com preservantes químicos, antes de seu processamento industrial (PEREIRA, BERALDO, 2016; SCHARFENBERG et al., 2021). O tratamento químico pode ser realizado por substituição da seiva ou por imersão das varas de bambu em soluções de preservante (TIBURTINO et al., 2015a). Dentre os preservantes mais utilizados no Brasil destacam-se o borato de cobre cromatado (CCB), o octoborato de sódio tetraidratado (SB) e a mistura de sulfato de cobre com ácido bórico (CB) (ESPELHO, BERALDO, 2008; TIBURTINO et al., 2015).

No Brasil a imersão do bambu em solução de preservante, por até 12 horas, é o tipo de tratamento comumente empregado. Neste processo valas cavadas diretamente no solo e recobertas por lona são usadas para a imersão (TIBURTINO et al., 2015b). Apesar dos benefícios proporcionados pelos preservantes químicos nas fibras de bambu para posterior aplicação, é necessário considerar as consequências negativas ao meio ambiente associadas ao seu uso. Por exemplo, tanto a construção equivocada das valas, que muitas vezes permite o contato do solo com a solução preservante, assim como o descarte inadequado dos utensílios de bambu no meio ambiente após seu uso, representam potencial risco de contaminação do solo e da água subterrânea (SCHARFENBERG et al., 2021). Esta contaminação, por consequência, afeta tanto a flora quanto a fauna dos ecossistemas terrestre e aquático (SCHARFENBERG et al., 2021), motivo pelo qual os três preservantes em questão têm uso regulado pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) (IBAMA, 2018). Com relação aos efeitos dos preservantes CCB, SB e CB em plantas, Scharfenberg et al. (2021) realizaram um estudo de toxicidade com foco na espécie *Lactuca sativa*. Os autores observaram que a planta não germinou em solos que receberam os preservantes em maiores concentrações (diluições 1:3, 1:5 e 1:10). Em amostras de solo com menores concentrações dos preservantes (diluições de 1:40, 1:50 e 1:60), apesar da planta ter se desenvolvido, observou-se diminuição da biomassa, tanto em relação ao peso médio total quanto ao peso comercial (SCHARFENBERG et al., 2021).

Até o momento, a literatura carece de estudos investigando de forma mais completa o nível de impacto ou níveis plausíveis de concentração e diluição para o descarte dos preservantes de bambu no meio ambiente. Uma ferramenta interessante para investigação desses efeitos no solo são os testes ecotoxicológicos (PEREIRA et al., 2020). As minhocas da espécie *Eisenia fetida* e *Eisenia andrei* são comumente utilizadas como organismos bioindicadores nestes testes, pois são capazes de responder a qualquer alteração das características do solo, seja ela nas propriedades químicas, físicas ou biológicas (BROWN, DOMÍNGUEZ, 2010). Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi determinar a toxicidade das diferentes concentrações dos preservantes de bambu SB, CB e CCB, por meio de testes ecotoxicológicos, utilizando as minhocas da espécie *Eisenia fetida*.

Material e Métodos

Organismos bioindicadores

Foram utilizadas minhocas da espécie *Eisenia fetida*, adultas e cliteladas. As minhocas foram cultivadas em torres de vermicompostagem do projeto Composta UFTM (Universidade Federal do Triângulo Mineiro, campus Universidade, Uberaba/MG) e foram alimentadas exclusivamente, desde seu nascimento, com materiais orgânicos crus de origem vegetal (cascas e resíduos de verduras, legumes e frutas) oriundos do Restaurante Universitário da instituição. Ao todo foram utilizados 550 indivíduos nos ensaios executados neste trabalho.

Preservantes de bambu

Os preservantes testados neste trabalho foram: (i) Octoborato de Sódio tetraidratado (SB) a 5%, (ii) Ácido Bórico (2%) + Sulfato de Cobre (1%) (CB) a 2% e (iii) Ácido Crômico (30,2% a 34,7%) + Óxido Cúprico (1% a 14,2%) + Ácido Bórico (29,4%-33,5%) (CCB) a 3%. Tais concentrações são comumente aplicadas em tratamento por imersão do bambu e se demonstraram eficientes para prevenir a deterioração por umidade e o ataque de fungos e insetos (Espelho e Beraldo, 2008; Pereira e Beraldo, 2016). Os preservantes foram adquiridos no estado sólido e, após pesagem, foram diluídos em 6 mL de água destilada e homogeneizados com o auxílio de agitadores magnéticos (EduTec N.S.A001385). Após a diluição, aferiu-se o pH, a temperatura e a condutividade elétrica, conforme dados expostos na Tabela 1.

Preservante	Temperatura (°C)	pH	Condutividade Elétrica (mS)
SB	19	7,29	7,85
CB	19	4,42	3,56
CCB	20	2,17	6,44

Tabela 1: Parâmetros físico-químicos dos preservantes.

Solo natural

O solo natural foi coletado no campus da Universidade da UFTM (coordenadas geográficas - 19,712459 e - 47,963885). Após a coleta, o solo foi peneirado com peneira de malha 1mm/18µm.

Protocolo experimental do teste de fuga

O teste de comportamento ou fuga (“*avoidance test*”) foi realizado conforme a NBR ISO 17512-1/2011 (ABNT, 2011), analisando a tendência das minhocas evitarem o solo contaminado (solo-teste) em preferência ao solo natural. Para a execução do experimento, foram utilizados 600 gramas do solo natural, o qual foi disposto em recipientes plásticos de volume total de 1,5 L. No meio dos recipientes foi colocado um aparato feito de papelão, com retângulo vazado, espaço que possibilitou o deslocamento das minhocas entre os ambientes solo-teste (A) e solo controle (B) durante o teste de fuga (Figura 1). Cada recipiente contava com tampas perfuradas em pequenos orifícios, de modo a permitir a circulação de ar entre o ambiente amostral e o ambiente externo.

O teste de fuga foi realizado, em triplicata, com os três preservantes, tanto em teor puro como nas diluições de 1:10, 1:50 e 1:70. Com exceção da diluição 1:70, as demais foram baseadas no experimento realizado por Schafenberg et al. (2021). Antes de iniciar os testes, as amostras de solo permaneceram em descanso por, aproximadamente, 15 horas para incorporação das soluções de preservantes no material.

Cada recipiente recebeu 10 minhocas, colocadas inicialmente na câmara A (com o solo-teste), de forma que todos os indivíduos tivessem contato com o solo com preservantes. Posteriormente, os recipientes foram lacrados e acondicionados em estufa BOD por 48 horas a 22°C. Ao final do teste, para cada ensaio, contou-se o número de indivíduos presentes em cada parte do recipiente. Calculou-se então a média e desvio-padrão dos organismos vivos no solo, bem como a porcentagem de fuga para o solo controle (B) (Equação 1).

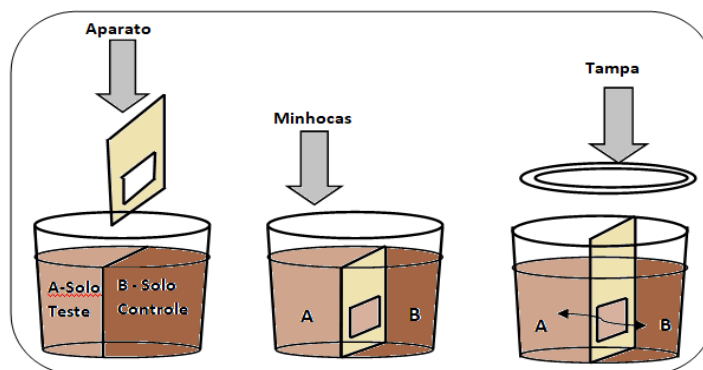


Figura 1: Esquema ilustrativo dos recipientes preparados para o teste de fuga.

$$X = \frac{n_c - n_t}{N} \quad (1)$$

Onde: X é a percentagem de fuga (%); n_c é o número de minhocas no solo controle (tanto por recipientes-teste quanto no solo controle de todas as replicatas somadas); n_t é o número de minhocas no solo teste (tanto por recipientes-teste quanto por todas as replicatas) e N é o número total de minhocas (tanto por recipientes-teste quanto no solo controle de toda as replicatas somadas).

Protocolo experimental dos testes de toxicidade

A toxicidade dos preservantes foi avaliada por meio dos testes de toxicidade aguda e toxicidade crônica, conforme diretrizes das normas ISO 11268-1 (ISO, 2012a) e ISO 11268-2 (ISO, 2012b), respectivamente. Nos dois testes foram utilizados os mesmos recipientes plásticos mencionados no teste de fuga, entretanto o volume de solo natural peneirado adicionado foi de 500 gramas. Para o teste controle, utilizou-se 500 gramas de solo artificial composto por 70% de areia, 20% caulim e 10% de pó de casca de coco em substituição a turfa de musgo *Sphagnum* (ISO, 2012a). A umidade inicial do solo de cada recipiente foi corrigida a partir da adição de água destilada (entre 10 e 20 mL), de forma a alcançar uma umidade suficiente para deixar o solo pegajoso através do tato. Cinco gramas de cascas de resíduos orgânicos frescos foram adicionados ao solo e disponibilizados como alimento para as minhocas, antes de iniciar o teste de toxicidade aguda (EMBRAPA, 2019). As minhocas foram previamente lavadas com água da torneira para a retirada de resíduos aderidos a seus corpos, secas com papel absorvente e pesadas individualmente em balança analítica (massa inicial). Na sequência 10 indivíduos adultos foram adicionados em cada recipiente.

O teste de toxicidade aguda foi realizado em quintuplicatas, considerando as diluições retratadas na Tabela 2. A escolha das diluições aplicadas a este teste foi influenciada pelos resultados obtidos no teste de fuga, realizado previamente. Após a inoculação das minhocas os recipientes permaneceram por 28 dias em estufa BOD operando a 20°C, no escuro. A cada 7 dias, as oligoquetas mortas foram contabilizadas e retiradas, restando apenas as sobreviventes. Estas foram novamente lavadas com água para retirada de materiais aderidos, secas em papel absorvente e suas massas foram aferidas individualmente. O controle da umidade nos recipientes e a adição de alimentos foram realizados conforme a necessidade nos dias de aferição das massas das minhocas. Ademais, verificou-se também o comportamento dos indivíduos em relação à movimentação corporal e suas características físicas, visíveis a olhos nus comparando-os aos comportamentos e características dos indivíduos dispostos no ensaio controle, com o intuito de analisar os efeitos de cada preservante e, em suas variadas concentrações.

Preservantes	Diluições		
SB 5%	1:10	1:50	1:70
CB 2%	-	1:50	1:70
CCB 3%	-	1:50	1:70

Tabela 2: Diluições utilizadas para o teste toxicidade aguda.

Ao final dos 28 dias, observou-se em quais diluições e preservantes houve a produção de casulos, apenas estes ensaios foram submetidos ao teste de toxicidade crônica. Os indivíduos adultos foram retirados dos seus respectivos ambientes e os casulos deixados no local onde foram gerados, mantendo as mesmas características encontradas nos solos-testes. A umidade do solo foi corrigida (10 a 20 mL de água destilada) e os recipientes foram novamente lacrados e permaneceram na estufa BOD, a 20°C e no escuro, por 28 dias consecutivos. Posteriormente, verificou-se a ocorrência de possíveis novos indivíduos.

Resultados e Discussões

Teste de Fuga

Os resultados do teste de fuga estão dispostos na Tabela 3.

Preservantes	Diluição	Indivíduos	Indivíduos	Minhocas no	Minhocas no	Porcentagem de fuga (%)
		Vivos (%)	Mortos (%)	solo controle (%)	solo tratado (%)	
SB 5%	1:1	0,00	100,00	53,33	93,3	6,67
	1:10	10,00	90,00	50,00	50,00	0,00

	1:50	96,66	3,33	3,33	9,66	-93,33
	1:70	93,33	6,66	6,66	93,33	-86,67
CB 2%	1:1	0,00	100,00	23,33	76,66	-53,33
	1:10	26,66	73,33	30,00	70,00	-40,00
	1:50	96,66	3,33	3,33	96,66	-93,33
	1:70	96,66	3,33	6,66	93,33	-86,67
CCB 3%	1:1	16,66	83,33	53,33	46,66	6,67
	1:10	30,00	70,00	50,00	50,00	0,00
	1:50	96,66	3,33	3,33	96,66	-93,33
	1:70	93,33	6,66	20,00	80,00	-60,00

Tabela 3: Resultados percentuais do teste de fuga para os três preservantes analisados.

Percentual de morte acima de 70% foi observado para teste de fuga realizado com os três preservantes puros e diluídos em 1:10 (Tabela 3). Tal fato invalida o teste para estas concentrações em todos os preservantes (CB, SB e CCB), de acordo com a ISO 17512-1 (ISO, 2012a). De fato, observou-se nestes testes que muitos indivíduos morreram no solo tratado, indicando que não houve sucesso na fuga. Os indivíduos mortos foram encontrados emaranhados entre si, o que de acordo com Schiedeck et al. (2010), é um indicativo de que houve uma intoxicação aguda. Além disso, as minhocas testadas na dose pura, para os três preservantes, apresentaram maior rigidez corporal, ressecamento, emagrecimento, despigmentação e uma leve corrosão, pois já não apresentavam mais os anéis comumente encontrados ao longo do corpo dos anelídeos (Figura 2). Pereira et. al (2019) também observaram alterações morfológicas após submeter as minhocas da espécie *Eisenia andrei* em teste toxicológico com o pesticida Imazalil, tais como emagrecimento, perda de pigmentação, estrangulamento em segmentos corporais, inchaço do clitelo e extrusão do fluido celômico.



Figura 2: (A) Indivíduos mortos após o teste de fuga. (B) Indivíduo saudável que não foi submetido a nenhum dos testes.

Nos testes da diluição 1:10, para todos dos preservantes, alguns indivíduos morreram sobre o aparato que dividia os solos teste e controle, evidenciando que houve uma tentativa de fuga do ambiente contaminado. Ainda assim, foram encontrados alguns sobreviventes, os quais apresentavam certa letargia quando estimulados externamente. Embora não tenha detectado mortalidade, Pereira et. al (2019) também observaram letargia nos indivíduos que entraram em contato com o Imazalil. Schiedeck et. al (2010) relacionam essa lentidão à possível intoxicação aguda. De acordo com Azevedo e Coronas (2018), minhocas são altamente sensíveis a ambientes contaminados pois possuem ao longo de seu corpo, quimiorreceptores no prostômio e tubérculos sensoriais, forçando-as a evitar meios inóspitos. No entanto, Pereira et. al (2019), afirmam que as minhocas possuem células presentes no fluido celômico que são capazes de sintetizar substâncias tóxicas.

Nas demais diluições (1:50 e 1:70), para os três preservantes, os indivíduos encontravam-se visivelmente normais, mantendo suas características físicas e seus movimentos corporais, sugerindo que o nível de concentração dos produtos testados pode ser o fator que determina a sua toxicidade ou não. Ademais, conforme retratado na Tabela 3, para as diluições 1:50 e 1:70 dos preservantes SB, CB e CCB, considera-se ausência de fuga (porcentagens de fuga negativas). Portanto, o teste de fuga mostrou-se uma ferramenta interessante para indicar a toxicidade do solo, através da sensibilidade de animais pertencentes a macrofauna, subsidiando a escolha das dosagens aplicadas nos testes de toxicidade.

Teste de Toxicidade Aguda

As concentrações dos três preservantes que foram avaliadas nos testes de toxicidade aguda foram aquelas que resultaram em organismos vivos no teste de fuga (Tabela 4). A toxicidade aguda é determinada a partir da comparação entre as massas das minhocas antes e após o término dos testes, sendo expressa na forma de percentuais. Os percentuais negativos representam perda de massa, já os valores positivos são os ganhos (Tabela 4).

Ao final dos 28 dias de teste observou-se que apenas os indivíduos mantidos no controle obtiveram ganho de biomassa (Tabela 4). No teste controle, nos 21 dias iniciais, houve perda de massa (-26,57; -10,18 e -2,17%, respectivamente), a qual pode ser justificada pela adaptabilidade dos indivíduos ao ambiente artificial, visto que a perda foi ficando menos significativa ao longo do tempo, ou seja, ocorreu um aumento gradual da massa (Tabela 4). Já nos ensaios com os preservantes, independente das concentrações testadas, observou-se perda gradual da biomassa ao longo das quatro semanas de monitoramento (Tabela 4). Tal fato reforça o caráter tóxico dos preservantes sob as minhocas da espécie *Eisenia fetida*. Maboeta e Foucé (2014) também relataram decaimento na biomassa de minhocas expostas a solos contaminados com cobre (Cu^{2+}), elemento presente tanto no CCB e CB. Na última semana de testagem (entre 21º e 28º dia) foi possível notar, para alguns preservantes e algumas concentrações, ligeira queda na perda de massa (Tabela 4), fato este que pode ser explicado pelas características bioacumuladoras e sintetizadoras das minhocas. Segundo Burger (2007), as minhocas podem se intoxicar, morrer, sobreviver, incorporar ou até bioacumular poluentes em seus tecidos. A bioacumulação ocorre quando o elemento químico está em maior concentração no organismo do que no ambiente (COUTINHO, 2018).

Preservantes	Diluição	Dia 7	Dia 14	Dia 21	Dia 28
SB	1:10	-56,08%	-27,42%	-27,77%	-31,42%
	1:50	-17,46%	-23,61%	-27,07%	-20,28%
	1:70	0,36%	-10,04%	-18,91%	-13,42%
CB	1:50	-18,05%	-19,47%	-21,21%	-18,24%
	1:70	-5,29%	-10,63%	-14,88%	-17,28%
CCB	1:50	-14,79%	-10,91%	-15,87%	-13,18%
	1:70	-1,26%	-11,21%	-10,65%	-10,22%
Controle	--	-26,57%	-10,18%	-2,17%	5,82%

Tabela 4: Percentual da massa das minhocas no teste de toxicidade aguda comparado ao dia inicial. Fonte: Das autoras, 2021.

Teste de toxicidade crônica

Após realizado o teste de toxicidade aguda pelo período de 28 dias, identificaram-se casulos de minhocas no solo dos ensaios mostrados na Tabela 5. No geral, observou-se uma baixa taxa reprodutiva. Em todos os casos, a partir de análise visual, notou-se que a coloração comum dos casulos. No entanto, todos os casulos apresentavam-se murchos se comparados com os casulos gerados no controle, mesmo sem estarem visivelmente eclodidos (Figura 6).

Preservante	Diluição	Número de Casulos
SB	1:70	1
CCB	1:50	1
	1:70	1
CB	1:50	2
	1:70	1

Tabela 5: Número de casulos após o teste de toxicidade aguda.

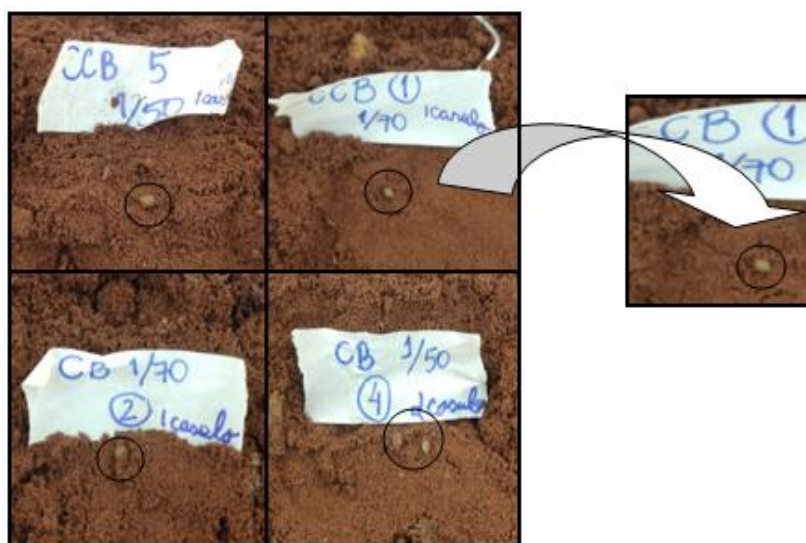


Figura 6: Casulos não desenvolvidos após o teste de toxicidade crônica.

Maboema e Fouché (2014) ao realizarem ensaios ecotoxicológicos com solo poluído com Cobre (Cu^{2+}), não encontraram nenhum casulo nas amostras de solo após testes de toxicidade aguda. Em um raio de 500 metros do entorno desta indústria os autores encontraram apenas 17 casulos de minhocas (concentração média de $605 \pm 278 \text{ mg Cu}^{2+}/\text{g}$), 24 casulos em amostras retiradas a cinco quilômetros de distância (concentração média de $39,17 \pm 3,01 \text{ mg Cu}^{2+}/\text{g}$) e, no solo controle composto por vermicomposto de estrume de cavalo com a concentração natural de $21,25 \text{ mg Cu}^{2+}/\text{g}$, obtiveram 73 casulos. Em testes ecotoxicológicos com solo contaminado com nitrato de chumbo a 0,1% m/m, Reinecke et. al (2001) também observaram reduzida quantidade de casulos de *Ensenia fetida*.

No presente trabalho, ao final do teste de toxicidade crônica, apenas um dos seis casulos eclodiu gerando um único filhote (ambiente teste contendo SB na diluição 1:70). Apesar deste filhote apresentar características físicas similares a um filhote que não foi submetido à ambientes contaminados, o indivíduo apresentava letargia em sua locomoção. O mesmo realizava movimentos sem a necessidade de estímulos externos porém, se locomovia em círculos em uma área restrita apesar da disponibilidade de um ambiente maior. Movimentações lentas também foram observadas por Pereira et al. (2019), após o contato das minhocas com o pesticida Imazalil, sugerindo que o único filhote nascido neste teste, teve o seu desenvolvimento prejudicado devido a presença do preservante. Tal fato demonstrou que, até mesmo sob proteção do envoltório (casulo), as minhocas podem sofrer com a ação desses produtos, não se desenvolvendo com êxito. Para Gibs et al. (1996), a exposição aos

contaminantes faz com que as minhocas direcionam suas energias que seriam utilizadas para o crescimento, reprodução e escavação, para se protegerem garantindo sua sobrevivência. Os preservantes CB e o CCB podem ter impedido o surgimento de novos indivíduos devido à presença de sais metálicos que não são sintetizados pelas oligoquetas. Para Reinecke et al. (2001), esses sais podem comprometer a fertilização dos casulos e até mesmo afetar o desenvolvimento embrionário daqueles que foram fertilizados, o que não ocorreu com o preservante SB.

Scharfenberg et al. (2020), analisando os efeitos desses preservantes na *L. sativa*, obtiveram germinação de sementes apenas em concentrações abaixo de 0,31 g/L (310 mg/L) de boro e, mesmo nas maiores diluições testadas desses preservantes (1:50 e 1:70), os autores, obtiveram uma taxa de germinação das sementes de *L. sativa* abaixo de 75% , demonstrando o efeito tóxico desses químicos para a flora sendo o preservante SB, o que apresentou maior toxicidade, mesmo na maior diluição testada (1:50). Segundo Scharfenberg et al. (2021), os resultados encontrados nos testes de fitotoxicidade, podem estar justificado pelo fato do SB possuir uma maior porcentagem de boro em sua composição e, o CCB, possuir maior porcentagem de cromo, que interfere no organismo vegetal.

Comentários finais

Os resultados dos testes evidenciaram os efeitos causados pelos preservantes de bambu SB 5%, CB 2% e CCB 3% na macrofauna terrestre, utilizando como organismo teste as minhocas *Eisenia fetida*. A toxicidade dos preservantes foi comprovada: (i) pela alta taxa de mortalidade no teste de fuga; (ii) pelas alterações morfológicas nos indivíduos como no caso do desgaste corporal e letargia em seus movimentos no teste de toxicidade aguda, e (iii) pela reduzida taxa de casulos e novo indivíduo no teste de toxicidade crônica. Sendo assim, ressalta-se a importância do correto manejo dos três preservantes, bem como dos resíduos tratados ou quaisquer outros objetos que possam ter entrado em contato com os mesmos, não apenas para manter a qualidade ambiental de solos e recursos hídricos, mas também visando preservar a saúde humana.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a Universidade Federal do Triângulo Mineiro, por meio do Departamento de Engenharia Ambiental (UFTM/DEAM), pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. 2011. NBR ISO 17512-1/2011: Qualidade do solo: ensaio de fuga para avaliar a qualidade de solos e efeitos de substâncias químicas no comportamento: parte 1: ensaio com minhocas (*Eisenia fetida* e *Eisenia andrei*). Rio de Janeiro.

Azevedo, A. R.; Coronas, M. V. 2018. Uso de testes de fuga com minhocas *Eisenia andrei* e *Eisenia fetida* para identificação da toxicidade de agrotóxicos no Brasil: uma breve revisão da literatura. *Ciência e Natura*. v. 40. p. 18-26.

Brasil. 2011. Lei nº 12484, de 08 de setembro de 2011. Dispõe sobre a Política Nacional de Incentivo ao Manejo Sustentado e ao Cultivo do Bambu e dá outras providências. Brasília, DF, ano 190.

Brown, G. G.; Domínguez, J. 2010. Uso das minhocas como bioindicadoras ambientais: princípios e práticas – o 3º Encontro Latinoamericano de Ecologia e Taxonomia de Oligoquetas (ELAETA03). *Revista Acta zoologica Mexicana*. v. 26.

Burger, J. 2007. Bioindicators: types, development, and use in ecological assessment and research. *Environmental Bioindicators*. v. 1. p 22-39.

Coutinho, S. N. 2018. Estudo de bioacumulação de metais tóxicos e elementos traços em amostras de macrófitas aquáticas flutuantes do reservatório Guarapiranga, São Paulo – SP, Brasil. Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN). 174 p.

Espelho, J. C. C.; Beraldo, A. L. 2008. Avaliação físico-mecânica de colmos de bambu tratados. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. v. 12 (2), pp. 645-652.

Gibbs, M. H; Wicker, L, F; Stewart, A. J. 1996. A method for assessing sublethal effects of contaminants in soils to the earthworm, *Eisenia Foetida*. *Environmental Toxicology and Chemistry*. v. 15 (3). p 360-368.

ISO. International Organization for Standardization. 2012a. ISO 11268-1/2012: Soil quality – Effects of pollutants on earthworms – Part 1: Determination of acute toxicity to *Eisenia fetida*/*Eisenia Andrei*. Genebra.

ISO. International Organization for Standardization. 2012b. ISO 11268-2/2012: Soil quality: effects of pollutants on earthworms (*Eienia fetida*): part 2: determination of effects on reproduction. Gênova.

Maboeta, M.; Fouché, T. 2014. Utilizing an earthworm bioassay (*Eisenia Andrei*) to assess a South African soil screening value with regards to effects from a copper manufacturing industry. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. v. 93. p. 322-326.

Pereira, M. A. R.; Beraldo, A. L. 2016. *Bambu de corpo e alma*. 2 ed. Bauru: Canal 6.

Pereira, P. C. G.; Soares, L. O. S.; Sales Júnior, S. F. S.; Saggiaro, E. M.; Correia, F. V. 2019. Sub-letal effects of the pesticide Imazalil on the earthworm *Eisenia andrei*: reproduction, cytotoxicity, and oxidative stress. *Environmental Science and Pollution Research*. v. 27, pp. 33474–33485.

Reinecke, A. J.; Reinecke, S. A.; Maboeta, M. S. 2001. Cocoon production and viability as endpoints in toxicity testing of heavy metals with three earthworm species. *Pedobiologia*. v. 45. p. 61-68.

Scharfenberg, H.; Shimano, M. M.; Beraldo, A. L.; Anhê, A. C. B. 2021. Avaliação do efeito tóxico de preservantes de bambu sobre a germinação e crescimento de *Lactuca sativa*. *Ciência e Natura*, v. 43, p. 1–17.

Schiedeck, G.; Strassburguer, K. F. S.; Silveira, E. F.; Holz, F. P. 2010. Alimentação de minhocas: Teste de aceitação do alimento. Comunicado Técnico nº 236. Pelotas: Embrapa Clima Temperado. 8 p.

Tiburtino, R. F.; Paes, J. B.; Vidaurre, G. B.; Beraldo, A. L.; Arantes, M. D. C. 2015a. Resistência de duas espécies de bambu tratadas contra fungos xilófagos. *Revista Árvore*. v. 39 (3), pp. 567-574.

Tiburtino, R. F.; Paes, J. B.; Vidaurre, G. B.; Beraldo, A. L.; Arantes, M. D. C.; Brocco, V. F. 2015b. Tratamento preservativo de duas espécies de bambu por imersão prolongada e Boucherie modificado. *Floresta e Ambiente*, v. 22 (1), pp. 124-133.

ANÁLISE DE MANIFESTAÇÕES PATOLÓGICAS CAUSADAS PELA CONTAMINAÇÃO DO AÇUDE GRANDE NA CIDADE DE CAJAZEIRAS PARAÍBA

1º Francisco Igor de Sousa Abreu, 2º Guilherme Lopes Lemos, 3º Fernando Chagas de Figueiredo Sousa

Instituto Federal da Paraíba – IFPB, francisco.igor@academico.ifpb.edu.br; Instituto Federal da Paraíba- IFPB, lopes.guilherme@academico.ifpb.edu.br; Instituto Federal da Paraíba – IFPB, sousaf.figueiredo@gmail.com

Palavras-chave: Patologias da Construção; Eutrofização; Poluição Aquática.

Resumo

Na engenharia, independentemente do tipo de construção, é indispensável que os processos executivos e os projetos legais sejam bem elaborados para garantir uma maior duração da edificação. Entretanto, é de extrema grandeza reconhecer o ambiente onde ocorrerá tal construção, haja vista a importância do entendimento dos benefícios e malefícios que a área a ser trabalhada acarretará no decorrer do processo construtivo. Entre os fatores que desencadeiam tais malefícios, destacam-se o tempo, o desenvolvimento de novas construções nos seus arredores e os despejos de impurezas que causam ações negativas ao terreno em questão. Tais circunstâncias, também conhecidas como manifestações patológicas, têm sido observadas como causas para o surgimento de problemas em residências próximas, que vão desde o acúmulo de resíduos sólidos até a propagação de insetos e bactérias prejudiciais à saúde humana. Essa pesquisa possui o intuito de demonstrar os principais agentes e meios responsáveis pelos incidentes patológicos e formas de impedir seu aumento.

Introdução

As manifestações patológicas podem ser encontradas em todos os tipos de edificações e construções diferentes, ocorrendo por inúmeros motivos, erros na fase de projeto e/ou execução, fatores externos como influência climática ou até mesmo degradação devido ao longo tempo sem nenhuma medida de manutenção. No caso do projeto proposto, é visada a abrangência do Açude Grande como principal causador desses problemas, que no qual, por receber parte do esgoto da cidade, o corpo d'água acaba sendo composto também contaminantes, que associados com a água, acabam prejudicando as construções no seu entorno.

Para a execução do trabalho foram realizadas visitas técnicas ao local (Açude Grande) afim de aferir e catalogar as patologias lá presente. Onde foi fotografado os locais de maior incidência da ação humana quanto a poluição e nos locais de maior presença de comorbidades. Assim, para posteriormente serem analisadas no instituto.

A análise das manifestações patológicas nas construções próximas ao açude é fundamental para garantir a segurança das pessoas que utilizam ou residem nessas estruturas. Problemas estruturais podem colocar em risco a integridade das construções, aumentando a probabilidade de acidentes, desabamentos ou colapsos. Além do mais a análise das patologias também é útil para orientar a manutenção preventiva e a reabilitação das construções próximas ao açude. Ao identificar os problemas existentes, é possível planejar intervenções adequadas para reparar as falhas estruturais, garantindo a durabilidade e o bom desempenho das edificações.

Portanto o objetivo da análise das manifestações patológicas é identificar e compreender os efeitos negativos da poluição no ambiente construído. Ao estudar e analisar essas patologias, é possível desenvolver estratégias de mitigação e reabilitação das construções afetadas, além de promover medidas de controle da poluição, visando a preservação e a manutenção adequada desses ambientes, garantindo a segurança e a durabilidade das construções e contribuindo para a melhoria da qualidade de vida da comunidade.

Fundamentação Teórica

O Açude Grande é um ponto bem conhecido em Cajazeiras, localizando-se no centro da cidade, próximo a principal zona comercial do município, além de possuir grande concentração de áreas residenciais ao seu entorno. Embora sua importância histórica na cidade, ele possui a função de receber efluentes de esgoto acabando por ser prejudicial para a saúde da população, como afirma Silva (2014, p. 4), “A poluição dos corpos hídricos é de fato um problema. Os danos provocados pelo lançamento de esgotos in natura em corpos hídricos são inestimáveis. Assim gerando doenças, principalmente na população que vive no entorno!”, com parte da culpa dessa contaminação causada pela grande urbanização do perímetro do açude (Silva; et al, 2014).

O efeito negativo da poluição desse corpo d'água se estende além da saúde humana com graves prejuízos também à saúde das construções. O fator umidade na construção já é um problema bastante conhecido o qual acompanha características de degradação das estruturas de difícil solução (BAUERMANN, 2018), também é proposto por BAUERMANN (2018, p. 17) a importância do estudo dentro dessa área, “Diante das intempéries e formas como a água percola nos materiais porosos na construção civil, torna-se necessário estudo na área, de modo, a entender como ocorre os processos de infiltração, quais as patologias associadas e consequências para que possa evitar e, quando já dizimada, possa corrigir tais manifestações.”

Visto a ação prejudicial da água na construção civil, é necessário ressaltar que a água poluída acaba por agravar essa situação ainda mais, surgindo uma série de novos problemas como a carbonatação do concreto armado atrelado ao ataque por sulfatos (Santos, 2018), além de diversos outros problemas causados pela contaminação, Souza (2019, p. 34) cita alguns deles “Devido a essa contaminação pode ocasionar corrosões na armadura, umidade permanente e eflorescências na superfície do concreto. Quando o rio atinge seu ponto máximo de cheia nos períodos, a água entra em contato com a superestrutura.”

A análise das manifestações patológicas será feita usando uma ferramenta de investigação chamada Matriz GUT, com propósito de definir as prioridades para sua intervenção como por onde começar e os primeiros passos, levando em consideração sua gravidade, urgência e tendência, com grande serventia no momento de organizar cada patologia por ordem de valores, indo do maior para o menor, sendo eles atribuídos pelo grau de cada uma de suas características (Meireles, 2001).

Observado os fatos afirmativos em relação aos prejuízos causados pela contaminação do Açude Grande para as construções e a população de maneira geral, o trabalho busca entender mais a fundo sobre as manifestações patológicas nas construções manifestadas por sua causa e além dos resultados técnicos, trazer a reflexão sobre a coerência de optar por esse despejo exacerbado de esgoto e a proposição de mudanças dessa situação com intuito do benefício da população, da mesma maneira que Bezerra (2016, p. 4) afirma no seu trabalho sobre o açude de Lagoa Seca, “É necessário que seja realizado um planejamento de recuperação de áreas para que a área seja reabilitada para benefício da população e da biodiversidade local.”

Metodologia

Afim de selecionar informações, analisá-las e obstruir resultados, foram feitas visitas nas proximidades do açude para que fosse possível a identificação de manifestações patológicas evidentes e de problemas disfarçados.

Através de fotografias, foram selecionados os principais pontos que poderiam ocasionar problemas futuros para o açude e a população que reside e frequenta o ambiente. Dessa forma, com a junção de visitas técnicas, reuniões para debater quais problemas construtivos tais parâmetros poderiam causar, foi possível identificar quais medidas podem utilizadas para resolução de tais problemáticas.

Resultados e Discussão

O Açude Grande em Cajazeiras é um local bastante conhecido e importante para a cidade. É uma área onde se pode encontrar uma variedade de lugares relacionados ao lazer, comércio e até mesmo residências. No entanto, muitos desses locais têm enfrentado problemas relacionados a manifestações patológicas, o que acaba comprometendo o bem-estar desse ambiente. As manifestações patológicas referem-se a problemas estruturais ou construtivos que ocorrem em edificações e infraestruturas, resultando em danos ou deterioração. Essas manifestações podem ocorrer devido a diversos fatores, como problemas no projeto, na execução da obra, falta de manutenção adequada, entre outros.

Fonte: Júnior (2020)

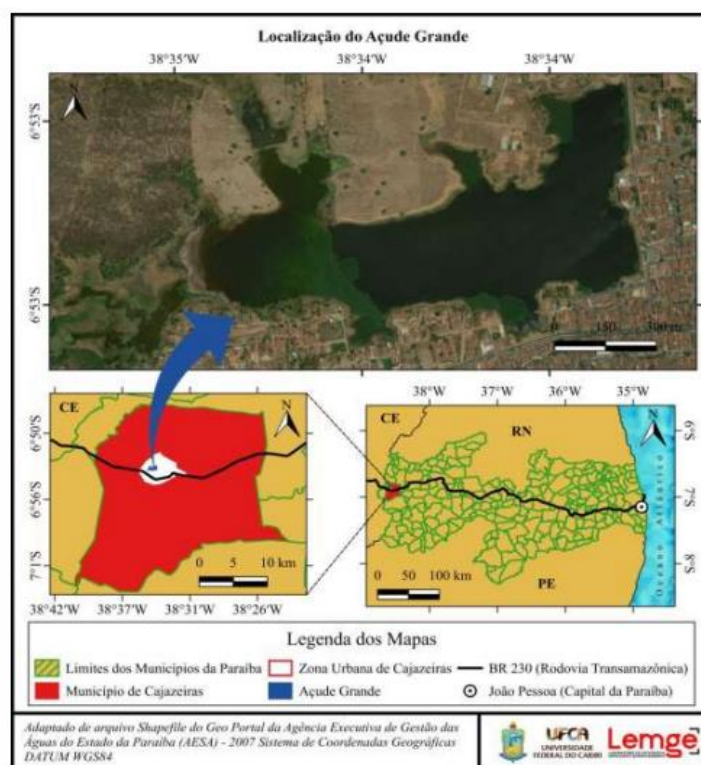


Figura 14- Localização do Açude Grande

O estudo proporcionado pelo projeto vem da importância de levar em consideração os efeitos da poluição do Açude Grande atreladas a aparição das manifestações nas construções próximas a esse ponto visado pela sociedade. Os relatórios gerados podem servir de ajuda no entendimento das manifestações patológicas frequentes ali e como elas afetam negativamente a estética e a segurança do ambiente, buscando uma diagnose dos principais problemas.

Como foi supracitada, as manifestações patológicas advindas da poluição do açude grande afetam desde questões estéticas, até questões higiênicas que levam em conta o bem-estar e qualidade de vida das pessoas que moram as margens do local. Em quesito, um ponto de extrema relevância é a localização do açude, no qual se encontra no centro da cidade de Cajazeiras-PB, em que tem como trecho em comum o restaurante popular da cidade, no qual fornece mais de 200 marmitas por dia para pessoas que vivem em condições precárias, nessa ótica, os despejos dos recipientes de poliestireno expandido (EPS), são jogados nas margens do açude, como é mostrada na figura 2, causando impactos negativos tanto para a estética do ambiente, quanto para a água e o solo.

Autoria própria (2023)



Figura 2 – Despejo de Marmitas nos contornos do açude

Semelhantemente ao parágrafo aludido, o açude grande está no centro de uma cadeia de residências que usam o mesmo como local para o lançamento de seus esgotos. Dessa forma, é formada uma série de incidentes e manifestações biológicas na lâmina da água, como acúmulo de matéria orgânica e a ausência de oxigênio em certas locais do açude, esse evento biológico é chamado de eutrofização, no qual ocorre quando há um excesso de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, presentes nos esgotos despejados no açude. Esses nutrientes são utilizados pelas algas para crescerem rapidamente, formando grandes concentrações de algas na superfície da água, como mostra a figura 3. À medida que essas algas morrem e se decompõem, o processo de decomposição consome oxigênio, levando à diminuição dos níveis de oxigênio dissolvido na água, isso prejudica a vida aquática que depende do oxigênio para sobreviver. Além disso, durante as épocas de cheias, o aumento do nível da água pode danificar as estruturas de concreto do açude. A presença de nutrientes provenientes dos esgotos contribui para a aceleração do processo de oxidação e corrosão dessas estruturas, causando fissuras e fragilidade. Esses danos estruturais comprometem a capacidade do açude de reter água de forma segura e podem levar a vazamentos e rupturas, representando riscos para a segurança das pessoas que vivem nas proximidades e para o meio ambiente.

Autoria própria (2023)



Figura 3- Eutrofização no Açude Grande

De forma análoga, a estrutura responsável pelo sustento da parede do açude também sofre com a má formação biológica e com a influência do tipo de solo da região, no qual é caracterizado por ser um solo argiloso, nessa ótica ele proporciona uma facilidade maior das águas dos rios infiltrem e atinjam as residências e, principalmente, a praça que é localizada ao lado do açude. Essa infiltração subterrânea acaba causando manifestações patológicas como fissurações em estruturas, como visto na figura 4, além da propagação de manchas de em fachadas das residências e nas estruturas em geral.

Autoria própria (2023)



Figura 4- Rachadura no Reservatório

Considerações finais

Ao concluir esta pesquisa sobre a análise das manifestações patológicas causadas pela contaminação do Açude Grande na cidade de Cajazeiras, é possível afirmar que a presença de inúmeras patologias no local. Durante o desenvolvimento deste trabalho, foram realizados estudos minuciosos para identificar e compreender as principais manifestações patológicas encontradas nas estruturas próximas ao açude, bem como suas causas e impactos. É notório que a contaminação da água tem causado sérios danos às edificações, comprometendo sua integridade e segurança.

Diante dessas constatações, é fundamental que sejam adotadas medidas efetivas para solucionar o problema da contaminação do açude Grande. É recomendado a implementação de um programa de monitoramento contínuo da qualidade da água, com a realização de análises periódicas e a definição de limites aceitáveis para os poluentes presentes. Além disso, é essencial investir em ações de educação ambiental e conscientização da população sobre os impactos negativos da contaminação e a importância da preservação dos recursos hídricos. Parcerias entre órgãos governamentais, empresas, instituições de pesquisa e a sociedade civil podem ser estabelecidas para desenvolver estratégias conjuntas visando à recuperação e preservação do açude Grande.

Por fim, ressaltamos a relevância de estudos futuros para aprofundar a compreensão das manifestações patológicas decorrentes da contaminação do açude e buscar soluções sustentáveis para a recuperação do corpo hídrico. A engenharia civil desempenha um papel fundamental nesse processo, contribuindo para a concepção e implementação de projetos que visem à revitalização do açude Grande e à garantia da qualidade de vida da população de Cajazeiras.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao IFPB – Campus Cajazeiras, em especial ao Edital Nº 08/2023, de 30 de junho de 2023, Programa de Apoio a Estudantes para Apresentação de Trabalhos em Eventos Educacionais, Científicos, Tecnológicos e Culturais pelo apoio financeiro para a apresentação deste trabalho e a dedicação do seu corpo docente por trabalharem em favor da pesquisa e produção científica.

Referências Bibliográficas

BAUERMAN, C.V. Patologias provocadas por umidade em edificações. Anápolis, 2018. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Civil) – Universidade para o Desenvolvimento do Estado e da Região do Pantanal, Anápolis, GO, 2018.

BEZERRA, Carlos V. C.; et al. AVALIAÇÃO DAS CONDIÇÕES AMBIENTAIS NO ENTORNO DO AÇUDE DE LAGOA SECA-PB. In: ConGeA, VII, 2016, Campina Grande. p 04. Academia, 2018.

MEIRELES, M. Ferramentas Administrativas para Identificar, Observar e Analisar Problemas. São Paulo, SP: Arte & Ciência, 2001.

SANTOS, F. LEVANTAMENTO DAS PATOLOGIAS EXISTENTES NA INFRAESTRUTURA DE UM EDIFÍCIO EM UBIRATÁ – PR, Anais do 16º Encontro Científico Cultural Interinstitucional, 2018.

SOUZA, PATOLOGIAS EM ESTRUTURAS DE CONCRETO ARMADO DE PONTES LOCALIZADAS EM MINAS GERAIS, Universidade Federal de Minas Gerais, 2019

SILVA, R. F. S. Identificação dos impactos ambientais negativos no Açude Padre Ibiapina no município de Princesa Isabel, Paraíba. Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável. v 9, n. 1, p. 326 - 332, 2014.

SOUZA JÚNIOR, Teobaldo Gabriel de. AÇUDE GRANDE DE CAJAZEIRAS-PB: UMA ANÁLISE DA SUA ÁGUA E DOS SEUS USOS. 2020. 166 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Regional Sustentável – Proder, Centro de Ciências Agrárias e da Biodiversidade – Ccab, Universidade Federal do Cariri – Ufca, Crato, 2020. Disponível em: <https://repositorio.ifpb.edu.br/handle/177683/2313>. Acesso em: 06 jul. 2023.

FRACIONAMENTO QUÍMICO E CARACTERIZAÇÃO DE SUBSTÂNCIAS HÚMICAS EXTRAÍDAS DE SOLOS SUBMETIDOS A PLANTIO DIRETO COM E SEM TERRACEAMENTO

1Loreni Teresinha Espaniol, 2Eduarda Guellere Scherer, 3Dineia Tessaro, 4Fabricio Luiz Faita, 5Thalita Grando Rauhen

1Universidade Tecnológica Federal do Paraná Campus Francisco Beltrão, e-mail: loreniespaniol@gmail.com ;

2Universidade Tecnológica Federal do Paraná Campus Francisco Beltrão, e-mail: eduarda.ghell@gmail.com ;

3Universidade Tecnológica Federal do Paraná Campus Dois Vizinhos, e-mail: dtessaro@utfpr.edu.br; 4Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: fabriciofaita@gmail.com; Universidade Tecnológica Federal do Paraná Campus Francisco Beltrão, e-mail: tgrauen@utfpr.edu.br

Palavras-chave: Erosão; Substâncias húmicas; Terraços

Resumo

Sendo a agricultura uma das principais atividades do país, reconhece-se que algumas áreas agrícolas acabam por não receber as práticas corretas de manejo, o que pode levar à erosão de solos de lavouras. As substâncias húmicas (SH) são as principais constituintes da matéria orgânica (MO) de solos. Possuem características estruturais que podem controlar processos de erosão hídrica, devido às suas propriedades químicas, físicas e biológicas. Este trabalho tem o objetivo de analisar as características estruturas das SH de solos provenientes de áreas com e sem controle de erosão. As amostras de solo foram coletadas numa área experimental, na qual foram criadas duas megaparcelas: uma parcela com terraceamento e outra sem a técnica, com um total de 19.231 m² cada, após um ano de sua implantação, considerado o marco zero. Foi realizada a extração de substâncias húmicas de 30 amostras representativas de solos: 10 de área de plantio com terraceamento; 10 sem terraceamento e também de 10 amostras de solo de controle, de mata nativa adjacente às megaparcelas experimentais, pela metodologia recomendada pela Sociedade Internacional de Substância Húmicas (IHSS). Os ácidos húmicos (AH) e fúlvicos (AF) foram caracterizados por: rendimento, análise elementar, FTIR, DRX e TGA. Observou-se um maior rendimento de AH e AF das amostras de solos da mata nativa. A análise elementar apresentou que ambas as frações, das três áreas estudadas, apresentaram baixos valores de H/C, apontando um grau mais elevado de aromaticidade ou de insaturação. A análise DRX demonstrou que as amostras apresentaram alguns constituintes minerais. Por outro lado, na análise de FTIR, observou-se a presença de diversos grupos funcionais além de algumas impurezas minerais possivelmente oriundas do solo in natura. Para TGA, destacou-se a sobra de material não volatilizado ao final do processo. Os resultados mostraram não haver diferenças significativas na caracterização dos ácidos húmicos e fúlvicos substâncias húmicas de diferentes solos de lavoura, no entanto ambos divergem dos solos controle. Esses dados serão comparados às caracterizações das SH dos solos coletados nos mesmos pontos, após um intervalo de sete anos, a fim de verificar se o tipo de técnica de manejo: com e sem terraços, implica em diferenças estruturais e consequentemente, na estabilidade do solo.

Introdução

A erosão é um problema ambiental que atinge áreas rurais, urbanas e naturais, causando prejuízos agrícolas e ecológicos (MORAIS; SALES, 2017). Tem como consequência a redução da capacidade produtiva do solo, o acréscimo do aporte de sedimentos e poluentes para os corpos de água, servindo assim como um indicador da vulnerabilidade ambiental (CUIABANO *et al.*, 2017). No Brasil, a erosão causada pela água da chuva é a forma mais significativa de degradação do solo, conforme o uso e a cobertura do solo (ANACHE *et al.*, 2017). Neste contexto o conhecimento e controle da erosão são essenciais para o manejo e conservação do solo (CUNHA *et al.*, 2016), evidenciando que práticas inadequadas de plantio ocasionam perdas na lavoura, além de favorecer o processo erosivo.

Muitas pesquisas na área da agricultura, favorecem alternativas para minimizar a mobilização do solo, visando a preservação da matéria orgânica. Diante disso, os sistemas de plantio empregados nas lavouras estão diretamente conectados com a produtividade, pois a matéria orgânica do solo pode ser alterada de acordo com o sistema adotado, favorecendo no crescimento e qualidade dos cultivares (DEVIDE *et al.*, 2017). As práticas ligadas ao cultivo em nível e implantação de terraços, que constituem as práticas conservacionistas, corroboram para diminuição das perdas do solo, além de amenizar a emissão de CO₂ (BESEN *et al.*, 2018).

Os terraços podem ser utilizados com outras técnicas de proteção do solo, aumentando sua eficácia e obtendo um controle da água excessiva (VERDUM; VIEIRA; CANEPPELE, 2016). Os solos com boa permeabilidade e áreas com declive pouco acentuado, possibilitam dispor de um terraço onde a infiltração da água ocorre lentamente, conservando a umidade por um longo tempo (PASINI *et al.*, 2017).

As substâncias húmicas são a fração mais estável da matéria orgânica do solo, que constituem de 85 a 90 % da reserva total do carbono orgânico do solo (MILORI *et al.*, 2002). Originam-se do processo de decomposição de resíduos

vegetais e animais, formando estruturas moleculares através da interação por meio de forças não covalentes e de caráter hidrofóbico (PICCOLO, 2016). Dentre as várias aplicações das SH encontram-se a utilização como insumos para manejo de diferentes culturas, promovendo benefícios para a estrutura física e química do solo e para o metabolismo da planta (CARON; GRAÇAS; CASTRO, 2015; SEREMETA, 2019)

Em meados do século XX, alguns pesquisadores apresentaram estruturas químicas para as SH. Sein *et al.*, (1999) propuseram a existência de espaços vazios de diferentes tamanhos (letras A e B na Figura 2), nos AH, onde poderiam ser adsorvidos diferentes compostos orgânicos, hidrofílicos ou hidrofóbicos, além de elementos inorgânicos como argilas e óxidos-hidróxidos.

O ácido húmico é visto como a porção mais estável das SH, além de ser responsável pela fixação de carbono orgânico no solo. A estabilização ocorre devido a capacidade de formação de microagregados com as partículas do solo, e é frequentemente promovida pela intercalação dos minerais da argila e silte em microagregados e poros pequenos, estes dificultam que as enzimas hidrolíticas se encontrem com o substrato orgânico (BRUNETTI *et al.*, 2016). Já os AF, solúveis em qualquer pH, apresentam peso molecular e estruturas aromáticas menores que os AH, mas possuem a fração de compostos fenólicos e de grupos carboxílicos maiores, proporcionando melhor solubilidade em água e maior capacidade de troca catiônica (CARON; GRAÇAS; CASTRO, 2015). As mudanças por causa da adoção de diferentes sistemas de produção são esperadas na fração AF, refletindo na primeira fase em direção à estabilização da matéria orgânica (ROSA *et al.*, 2017).

Dessa forma, o presente trabalho objetiva analisar as características dos AH e AF extraídos de solos de áreas com e sem controle de erosão, no marco zero da implantação da área experimental, para compará-las com as que serão extraídas dos solos dos mesmos pontos após sete anos.

Materiais e Métodos

Antes da implantação do experimento, as parcelas do estudo foram utilizadas para cultivo de grãos sob plantio direto, por vinte anos. Entre os cultivares plantados destacam-se a aveia, soja, milho e feijão, utilizando manejo convencional com uso de defensivos agrícolas.

Com o experimento, foi inserido uma parcela com terraceamento e outra sem a técnica, com um total de 19.231 m² cada. Após um ano, foi realizado a coleta do solo nas duas parcelas e também em área de mata nativa, pontos situados dentro da área da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), campus Dois Vizinhos.

Foram coletadas amostras em 32 pontos em cada uma das três áreas. Os pontos ficaram distribuídos em forma de grade quadriculada projetada sobre o relevo para as megaparcels, sendo cada vértice, equivalente a um ponto de coleta, a uma distância de 24m entre si. O procedimento de secagem do solo coletado foi realizado através da terra fina seca ao ar (TFSA) e posteriormente armazenado para a extração das substâncias húmicas. Abaixo na Figura 1-A observa-se a área de mata nativa utilizada para o experimento e na Figura 1-B os pontos de coleta das duas megaparcels.

O fracionamento das substâncias húmicas para obtenção dos ácidos húmicos e ácidos fúlvicos foram realizados em laboratório da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Campus Francisco Beltrão, utilizando a metodologia da Sociedade Internacional de Substâncias Húmicas (IHSS) e adaptada por Dick (2020). As amostras foram identificadas utilizando a terminologia: S: amostra de solo; ST: sem terraço; ST: com terraço; MN: mata nativa; AH: ácido húmico; AF: ácido fúlvico.

O rendimento (η) da extração foi determinado dividindo-se a massa das frações húmicas e fúlvicas obtidas pela massa inicial de solo.

A análise elementar foi realizada através do equipamento CHN SO PE 2400 series II marca PerkinElmer.

Para a espectroscopia de absorção no infravermelho por transformada de fourier (FTIR) um fração das amostras de AH e AF foram adicionadas à KBr, misturadas em almofariz, e compactadas na forma de discos com aproximadamente 100 μm . As medidas de FTIR foram adquiridas no modo de transmitância na faixa espectral de 4000–400 cm^{-1} , resolução 4 cm^{-1} em uma média de 32 varreduras em um equipamento Bomem - Hartmann & Braun.

As medidas de termogravimetria foram realizadas utilizando um equipamento Shimadzu DTA-50, onde alíquotas com aproximadamente 10mg foram adicionadas em cadinhos de platina e aquecidos até 1000°C com uma taxa de 10°C/minutos sob fluxo de argônio. A variação da massa em função da temperatura foi registrada e normalizada posteriormente para fins de comparação.

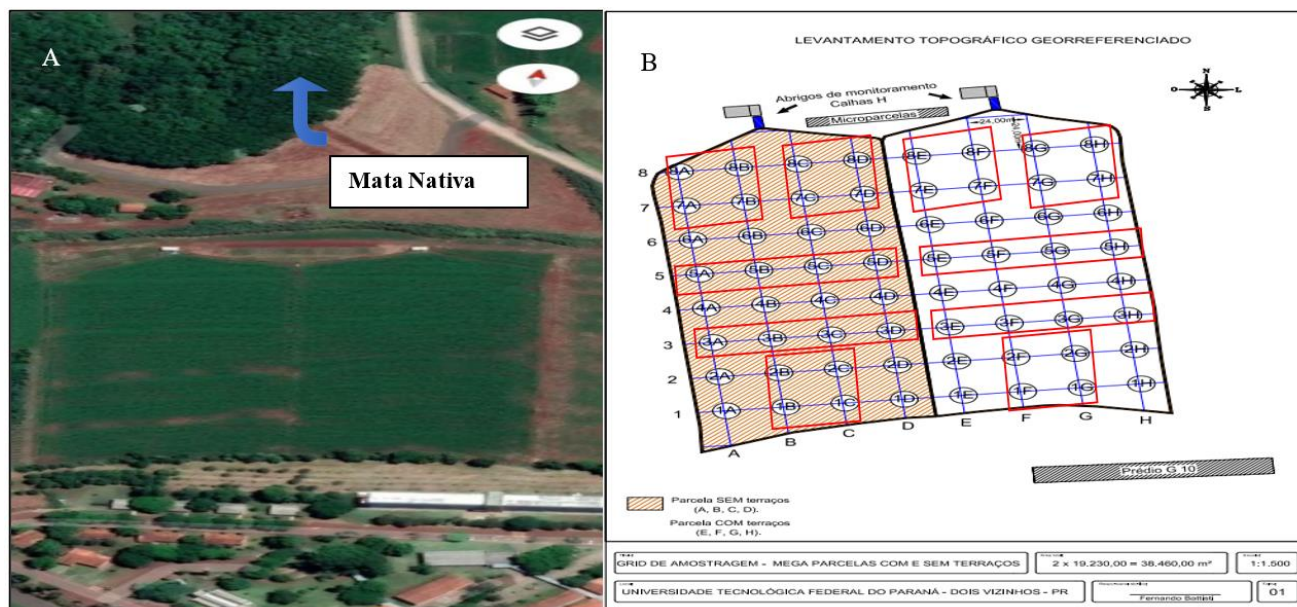


Figura 1: Área experimental da origem dos solos utilizados no experimento. 1-A: Visão das megaparcelas e da área de mata nativa (via google Earth). 1-B: Levantamento topográfico dos pontos de coleta de solos nas megaparcelas e os grupamentos de amostras de solo que deram origem aos resultados – letras A à D – sem terraceamento (ST), letras E à H – com terraceamento (CT). Pontos com números 1 e 2 correspondem às amostras final 01; com números 3, às amostras 02; com números 5, às amostras 03; A, B, E e F números 7 e 8, amostras 04; C, D, G e H números 7 e 8, amostras 05.

Resultados e Discussão

O cálculo de rendimento de extração de SH apresentou um percentual maior de SH na área de mata nativa, todavia para a área sem terraceamento o rendimento prevaleceu menor quando comparado com a área com terraceamento, caracterizando a importância da prática de manejo na agricultura. A Figura 2 apresenta o rendimento da extração de SH das amostras de solo. As SH realizam interações para formar complexos de diferentes estabilidades e características estruturais, essas características podem indicar o estágio de manejo do solo em áreas agrícolas, assim de acordo com o sistema de plantio implantado é possível ocorrer o beneficiamento das frações húmicas do solo (MACHADO *et al.*, 2020).

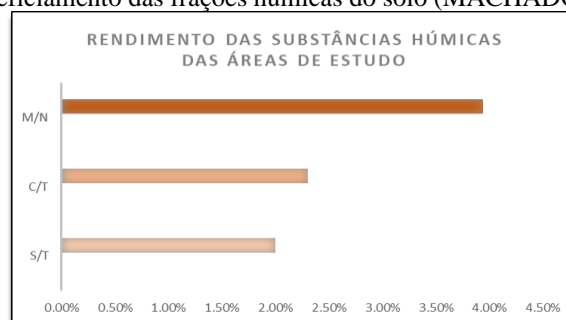


Figura 1: Gráfico de rendimento da obtenção de SH das amostras de solo nas diferentes áreas: sem terraço (ST), com terraço (CT) e mata nativa (MN).

A análise elementar do conteúdo de C, H e N são essenciais para a distinção da origem da amostra. Na maioria das vezes, os resultados da análise elementar implicam que, frações de tamanho molecular menor compreendem uma proporção alifática maior do que átomos de carbono aromáticos, além de uma porcentagem alta de átomos de oxigênio ligados a grupos alquil e ácido carboxílico (RIGOBELLO *et al.*, 2017). De acordo com Silva e colaboradores (2018), a diminuição nos valores de H/C implicam em um aumento do grau de humificação, em contrapartida os valores altos indicam maior alipacidade e menor teor de estruturas aromáticas em substâncias húmicas. Cunha *et al.*, (2007) observaram essa diminuição para amostras AH de substratos, corroborando com este presente estudo, destacando assim que a razão atômica H/C menor, obterá maior resistência da amostra à termodegradação, indicando alta resistência das estruturas aromáticas aos processos de oxidação.

Cotta (2019), destaca que a razão H/C é especialmente associada ao grau de condensação ou de aromaticidade, e este, ao grau de humificação, sendo que a maior quantidade de grupos alifáticos são tipicamente menos humificados. Este autor em pesquisa evidenciou um aumento significativo da razão N/C em amostras de AH, quanto às razões H/C não chegou a nenhuma conclusão evidente, devido ao tempo de formação do ácido húmico ocorrer em curto espaço de tempo processo este de biorremediação aplicando vermicompostagem.

Rigobello *et al* (2017), em análise das frações de SH, concluiu que a parte representada pelo AH apresentou menores razões atômicas H/C, indicando mais frações aromáticas. A razão H/C são geralmente menores para AH do que para AF, assim como foi observado em duas frações de SH aquáticas e SH da turfa.

A Tabela 01 apresenta os dados dessas relações nas amostras de AH e AF extraídas dos diferentes solos (plantio sem terraceamento, plantio com terraceamento. Percebe-se que nas amostras de solo com terraceamento(CT)) os valores de H/C se definiram baixos, já para N/C prevaleceu um valor mais alto 0,10.

Amostra	H/C	N/C	Amostra	H/C	N/C
AHST01	0,08	0,08	AHCT01	0,08	0,07
AHST02	0,09	0,09	AHCT02	0,08	0,08
AHST03	0,08	0,09	AHCT03	0,08	0,08
AHST04	0,08	0,09	AHCT04	0,09	0,09
AHST05	0,09	0,09	AHCT05	0,09	0,08
AFST01	0,10	0,06	AFCT01	0,08	0,06
AFST02	0,10	0,07	AFCT02	0,08	0,07
AFST03	0,10	0,07	AFCT03	0,09	0,10
AFST04	0,14	0,08	AFCT04	0,08	0,08
AFST05	0,11	0,08	AFCT05	0,09	0,08

Tabela 1: Razões elementares H/C e N/C das frações húmicas(AH) e fúlvicas(AF) provenientes do solo sem terraceamento (ST) e com terraceamento(CT).

Percebe-se que os menores valores de N/C são encontrados para os AF, de ambas as parcelas. Para os valores baixos da relação N/C pressupõem-se que o processo de mineralização secundária é maior, evidenciando a baixa resistência dessas frações a este processo (SOARES *et al.*, 2018).

Ao correlacionar os dados ao mapa georreferenciado dos pontos de coleta de amostras (Figura 1-B), percebe-se que os menores valores de N/C ocorrem para AFST01 e AFCT01 que correspondem, respectivamente às amostras representativas AFST01 e AFCT01. Ressalta-se ainda que este é o ponto mais alto do declive das parcelas.

A Tabela 02, apresenta os dados das análises elementares das SH extraídas dos solos de mata nativa. Observa-se também os valores entre 0,10 e 0,11 para N/C. No entanto, observa-se o valor de 0,13 para a razão H/C para essas substâncias húmicas, mostrando-se como estruturas mais alifáticas.

Amostra	H/C	N/C	Amostra	H/C	N/C
AHMN01	0,10	0,09	AFMN01	0,12	0,10
AHMN02	0,12	0,11	AFMN02	0,11	0,10
AHMN03	0,10	0,11	AFMN03	0,13	0,10
AHMN04	0,11	0,11	AFMN04	0,12	0,11
AHMN05	0,10	0,11	AFMN05	0,09	0,09

Tabela 2: Razões elementares H/C e N/C das frações húmicas(AH) e fúlvicas(AF) provenientes do solo de mata nativa (MN)

Em relação à análise do teor de carbono das frações, a fração de AF constituiu o menor teor, implicando na relação AH/AF, superior a 1,0 (Tabela 3). Isso induz que as SH presentes nas amostras estão em formas mais recalcitrantes, devido à presença de grupos funcionais mais aromáticos, ao maior grau de polimerização e a menor facilidade ao ataque microbiano. Valores próximos a 1 da relação significam maior equilíbrio entre as frações humificadas, mais reativas e valores maiores que 1 indicam um predomínio de fração ácido húmico em detrimento da fração AF (BORGES *et al.*, 2015).

Relação AH/AF (%)

AHST01/AFST01	1.75	AHCT01/AFCT01	1.63	AHMN01/AFMN01	1.85
AHST02/AFST02	1.42	AHCT02/AFCT02	1.41	AHMN02/AFMN02	1.36
AHST03/AFST03	2.03	AHCT03/AFCT03	1.25	AHMN03/AFMN03	1.74
AHST04/AFST04	3.75	AHCT04/AFCT04	1.2	AHMN04/AFMN04	1.67
AHST05/AFST05	1.64	AHCT05/AFCT05	1.39	AHMN05/AFMN05	1.71

Tabela 3: Relação entre a quantidade de carbono orgânico da fração ácido húmico e ácido fúlvico, de solos sem terraceamento, com terraceamento e de mata nativa.

Sousa *et al.*, (2020), identificou em estudo, que a relação AH/AF variou entre 0,6 (eucalipto) e 1,1 (floresta nativa). Destacando que a fração AH/AF eucalipto representa predomínio do C das frações ácidos fúlvicos sobre o C da fração ácidos húmicos. Por outro lado, valores superiores a 1 da relação, indicam perda seletiva da fração mais solúvel (PFLEGER; CASSOL; MAFRA, 2017). A fração AH de 5 substratos orgânicos analisados por Silva *et al.*, (2018), apresentaram valores superiores a 0,5, sugerindo assim, a presença de uma quantidade significativa de grupos funcionais oxigenados, como carboxílicos e carboidratos.

Todas as relações AH/AF analisadas neste estudo apresentaram valores acima de 1, indicando que as áreas estudadas caracterizam situações de estado transformador da matéria orgânica do solo pelo processo de humificação, resultados similares foram observados por Pflieger *et al.*, (2017), que avaliou as alterações na quantidade e proporção das substâncias húmicas da matéria orgânica em solo representativo do Planalto Catarinense, devido à substituição da vegetação natural por cultivo de *Pinus taeda*.

A Figura 2 representa os espectros de FTIR das amostras de AH e AF, ressaltando que, para esta análise foram selecionados os pontos onde não foram observados halos amorfos na análise de DRX. Esta técnica fornece informações qualitativas e a presença de grupos funcionais, os espectros obtidos pela análise se originam de variações de energia que são produzidas nas transições de moléculas de um estado de energia vibracional ou rotacional para outro (SOARES, 2020). Englobando o sistema de substâncias húmicas, bandas de absorção de infravermelho normalmente devem ser avaliadas minuciosamente, pois sua interpretação pode não ser segura. A presença de funções oxigenadas favorecem a interação de substâncias húmicas com compostos orgânicos e inorgânicos (SILVA *et al.*, 2018).

Comprimentos de onda de 3435 e 3389 cm^{-1} , como demonstra as figuras acima, denotam a aparência de OH, álcoois e fenóis, mas prevalecendo em menor incidência nos AF. Estes resultados corroboram com o estudo de bandas de AH e AF de Machado *et al* (2020), nesta ocasião os valores de 3400 e 3200 cm^{-1} , indicaram estiramento COOH em pontes H. Situação similar ocorreu com Pereira *et al.*, (2021), onde foram observados picos intensos na região de 3440-3380 cm^{-1} , valores estes atribuídos ao estiramento de O-H em grupo fenólico OH- contribuição de OH alifático, H_2O e NH.

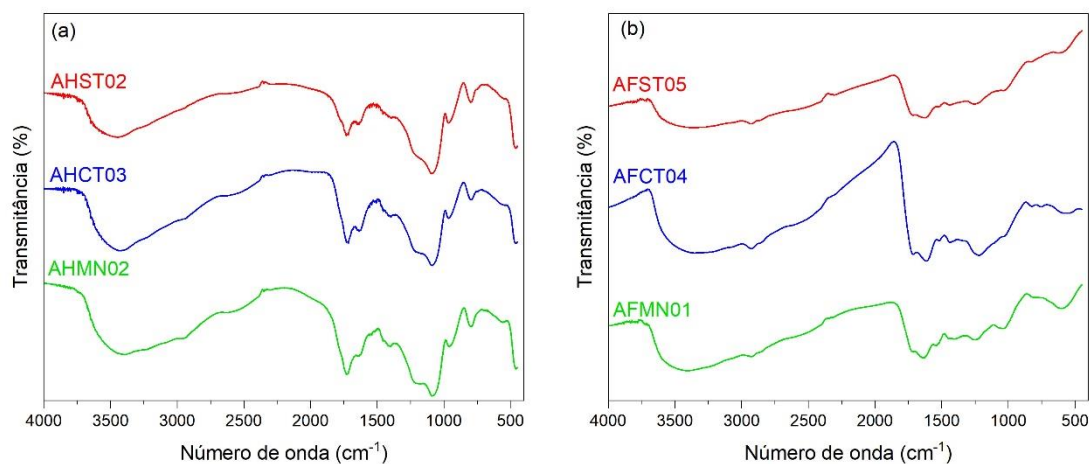


Figura 2: Espectro de FTIR das amostras de AH e AF nas três áreas estudadas

Comprimentos de onda de 3435 e 3389 cm^{-1} , como demonstra as figuras acima, denotam a aparência de OH, álcoois e fenóis, mas prevalecendo em menor incidência nos AF. Estes resultados corroboram com o estudo de bandas de AH e AF de Machado *et al* (2020), nesta ocasião os valores de 3400 e 3200 cm^{-1} , indicaram estiramento COOH em pontes H. Situação similar ocorreu com Pereira *et al.*, (2021), onde foram observados picos intensos na região de 3440-3380 cm^{-1} , valores estes atribuídos ao estiramento de O-H em grupo fenólico OH- contribuição de OH alifático, H_2O e NH.

A banda 2940 e 2930 cm^{-1} se atribui estiramento axial simétrico e assimétrico de C-H alifático (CH_2 e CH_3), valores também encontrados por Pereira *et al.*, (2021). A banda em torno de 2845 cm^{-1} foi igualmente observada em estudo do mesmo autor, indicando estiramento simétrico de C-H em CH_2 e CH_3 alifáticos.

Na região de 1725-1720 cm^{-1} (estiramento de C=O em COOH e cetonas) os picos suaves são indicativos da interferência de impurezas minerais (Pereira *et al.*, (2021). Costa *et al.*, (2018), encontrou em análise FTIR de substâncias húmicas aquáticas a banda em torno de 1720 cm^{-1} .

A banda 1630 cm^{-1} normalmente, se localiza em frequências maiores e se destaca mais nas frações de AH, atestando, portanto, um maior grau de N e insaturação nas amostras de AH (RAUEN, 2005). Na faixa de 1592-1638 cm^{-1} é provável a presença de uma série de trechos simétricos e de ligações C=O de COO- amidas e quinonas. De acordo com Rigobello *et al.*, (2017), a banda entre 1640 e 1620 cm^{-1} é mais complexa, entretanto relata que as bandas próximas a 1400 cm^{-1} , neste estudo no valor de 1410 cm^{-1} , indicam estiramento simétrico COO, deformação simétrica CH e estiramento CO do OH fenólico.

A presença de deformações angulares das ligações O-H em grupos carboxílicos e ligações C-O em ésteres e a presença de fenóis, é característica da faixa variando entre 1270 e 1225 cm^{-1} (Silva *et al.*, 2018). Bandas foram observadas na

região entre 1025 e 1085 cm^{-1} e podem ser atribuídas ao estiramento de CO de álcoois e/ou fenóis e/ou carboidratos ou mesmo a impurezas do silicato (Si-O), valores aproximados são evidenciados por Rigobello *et al.*, (2017). Os espectros obtidos para SH estudados foram semelhantes aos encontrados na literatura, bandas típicas de substâncias húmicas.

Machado *et al.*, (2020), em seu trabalho de pesquisa observou que houve picos específicos em comprimentos de onda abaixo de 1000 cm^{-1} , reforçando os valores do presente estudo, correspondendo ao alongamento do CO em polissacarídeos e CH aromático. Porém, para AF verificou-se poucos desses picos sob as amostras analisadas, fato este pode estar associado às frações de ácido fúlvico se apresentarem menos estáveis.

Aguiar (2015), ressalta que valores entre 1100 e 460 cm^{-1} são característicos das impurezas minerais e quartzo. Autores como Hanke e Dick (2017), em análise de AH e HU, observaram que o AH apresentou maiores intensidades relativas dos grupos carboxílico e aromático. Demonstrando que esses grupos aromáticos são mais funcionalizados por grupos hidrofílicos, possível extração em meio alcalino.

Analisando as curvas termogravimétricas das amostras, nota-se que houve uma perda de massa contínua, as amostras não apresentaram picos definidos, o que impossibilita uma determinação precisa dos eventos de perda de massa. Analisando a Figura 3, nota-se que o AF apresenta uma maior resistência a decomposição térmica do que o AH, fator que pode estar atribuído a maior quantidade de grupos aromáticos presentes em sua estrutura, estes que são mais resistentes a degradação térmica.

Na Figura 3-A pode ser constatado que o percentual de degradação da massa da amostra AHMN foi maior que as amostras AHST e AHCT. Também é possível observar que a sobra de material para AHMN fica em torno de 45%, entretanto para as outras duas amostras, a perda foi de 55%, evidenciando que constituintes minerais não volatizaram no decorrer do processo.

De acordo com Swiech *et al.*, (2017), em temperaturas abaixo de 400°C a perda de massa é geralmente resultado da decomposição ou eliminação de grupos funcionais contendo oxigênio, enquanto acima de 400°C reflete o alto teor de aromáticos. Para a fração de AF, na figura 19-b as curvas correspondentes a AFCT04 e AFMN01 obtiveram comportamentos semelhantes, com perda de material em torno de 55%. Entretanto a amostra AFST05 correspondeu à 65%, com maior quantidade de material resistente a queima. Resultado este que corrobora com pesquisa realizada por Moraes *et al.*, (2011), onde a perda de massa na fração AF foi de 55%, maior que os outros tratamentos do estudo.

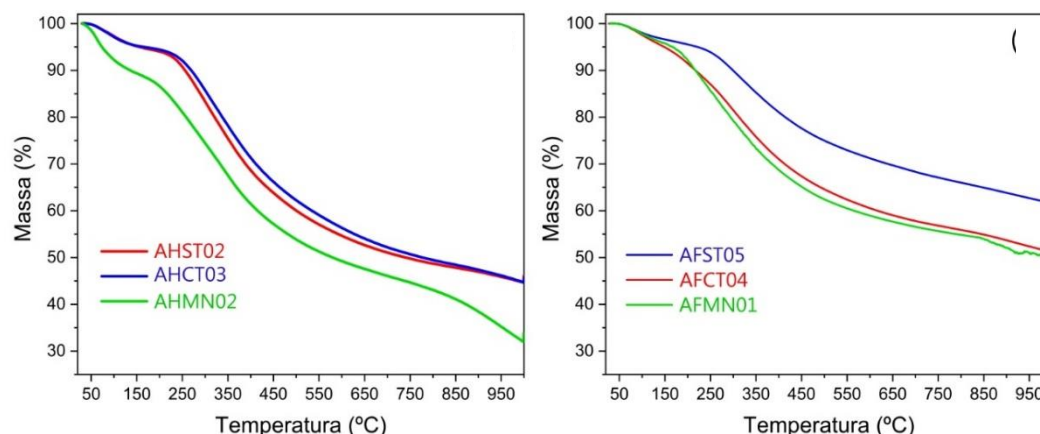


Figura 3: Curvas de TGA para as diferentes frações de AH (3-A) e AF (3-B) de diferentes áreas.

Considerações finais

A caracterização química pela análise elementar dos ácidos húmicos (AH) e fúlvicos (AF) extraídos dos solos experimentais submetidos a duas diferentes técnicas de manejo (CT e ST) não demonstrou diferenças significativas nas estruturas químicas entre os AH de solo CT e ST, nem entre AF de solos CT e ST. O solo cultivado já possui degradação (o que é esperado) quando comparado ao solo de controle - Mata Nativa (MN). O resultado obtido está coerente com o esperado para esta etapa do estudo, visto que são consideradas amostras do marco zero da implantação do experimento. Por outro lado, o rendimento na obtenção de AH e AF dos solos da área de controle (MN) foi maior que o das áreas experimentais. As razões elementares de hidrogênio/carbono (H/C) e nitrogênio/carbono (N/C) das frações extraídas da MN foram levemente maiores que as razões das provenientes dos outros solos (regiões CT e ST), indicando que o teor de H e de N está favorecido no solo da MN. Ainda, destaca-se que os menores valores para a razão N/C foram obtidos para os pontos de maior altitude das parcelas. Por sua vez, a razão de Carbono Orgânico, C_{AH}/C_{AF} nas parcelas de solo ST foi maior e com maiores diferenças entre os pontos que nas outras duas áreas.

Análises de FTIR e DRX revelaram que, além dos diversos grupos funcionais dos compostos orgânicos e padrão estrutural amorfo, havia presença de impurezas minerais em ambas as frações. A presença destes minerais no solo *in natura* das diferentes áreas (ST, CT e MN) foi observado também por análises de DRX. Isso indica que o processo de fracionamento das substâncias e/ou a purificação não foi completamente eficiente, o que não prejudicou significativamente na caracterização e quantificação das substâncias húmicas. Contudo, esse resultado não interferiu na caracterização química das substâncias húmicas.

A análise de TGA mostrou que a amostra que apresentou menor perda de massa foi a do AF proveniente do solo da região ST, no entanto, podendo-se inferir em maior quantidade de material mineral agregado à fração húmica. Já a amostra que apresentou menor perda de massa foi o AH proveniente da Mata Nativa, inferindo-se, portanto, que o processo de extração das mesmas estava com melhor purificação.

A presença de resíduos minerais evidencia que, uma melhor purificação das amostras, durante o processo de fracionamento, irá apresentar maiores detalhes das caracterizações química, podendo revelar diferenças mais evidentes entre as amostras de AH e AF das diferentes parcelas.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a CAPES e à Fundação Araucária pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

AGUIAR, Leticia Magalhães de. **Caracterização de diferentes solos por meio da espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier**. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2015.

ANACHE, J.A.A.; WENDLAND, E.C.; OLIVEIRA, P.T.S.; FLANAGAN, D.C.; NEARING, M.A. Runoff and soil erosion plot-scale studies under natural rainfall: A meta-analysis of the Brazilian experience. *Catena*, v. 152, p. 29-39, 2017.

BESEN, M. R *et al.* Práticas conservacionistas do solo e emissão de gases do efeito estufa no Brasil. **Scientia Agropecuária** [online], v. 9, n. 3, pg.429-439, 2018.

BORGES, C. S. et al. Agregação do solo, carbono orgânico e emissão de CO₂ em áreas sob diferentes usos no Cerrado, região do Triângulo Mineiro. **Revista Ambiente & Água**, v. 10, p. 660-675, 2015.

BRUNETTI, G. *et al.* Characterization of Clay-and Silt-Sized Fractions and Corresponding Humic Acids Along a Terra Rossa Soil Profile. **Clean-Soil, Air, Water**, v. 44, n. 10, p. 1375-1384, 2016.

CARON, V. C.; GRAÇAS, J. P.; CASTRO, P.R.C. **Condicionadores do solo: ácidos húmicos e fúlvicos**. Piracicaba: ESALQ/USP, 2015.

COSTA, J. A. S. *et al.* Extração e Caracterização de Substâncias Húmicas Aquáticas (SHA) Extraídas de Amostras Coletadas no Parque Nacional Serra de Itabaiana, Sergipe, Brasil. **Revista de Ciências Ambientais**, v. 12, n. 3, p. 07-23, 2018.

COTTA, JUSSARA APARECIDA DE OLIVEIRA. Ácidos húmicos: A ácido dinâmico de mineralização biorremediação por vermicompostagem de solos contaminados por diesel. Universidade Federal de Itajubá. **Pesquisa, Sociedade e Desenvolvimento**, vol. 8, p. 01-20, 2019.

CUIABANO, M. N. *et al.* Vulnerabilidade ambiental à erosão hídrica na sub-bacia do córrego do Guanabara/Reserva do Cabaçal – MT, Brasil. **Geociências**, v. 36, n. 3, p. 543 - 556, 2017.

CUNHA, J. E. *et al.* Escoamento superficial e perdas de solos por erosão hídrica em uma toposequência sobre o arenito Caiuá no noroeste do Estado do Paraná. **Bol. Geografia**, v. 34, n. 1, p. 141-153, 2016.

CUNHA, T.J.F. *et al.* Fracionamento químico da matéria orgânica e características de materiais húmicos de solos com horizonte a antrópico da matéria Amazônia (Terra Preta). **Acta Amazônica**, 2007.

DEVIDE, A. C. P. *et al.* Cultivo da mandioca de mesa em plantio direto e convencional sobre diferentes culturas de cobertura. **Revista Brasileira de Energias Renováveis**, v.6, n.2, p. 274-285, 2017.

HANKE D, DICK D.P. Estoques de matéria orgânica e as interações de substâncias húmicas com metais em solo de floresta úmida de araucária com horizontes húmicos e hísticos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. 2017.

MACHADO, W. *et al.* Caracterização espectroscópica de ácidos húmicos e fúlvicos em agregados do solo, Brasil. **Heliyon**, 2020.

MILORI, D.M.B.P. et al. Humification degree of soil humic acids determined by fluorescence spectroscopy **Soil Science**, v.167, p. 739-749, 2002.

- MORAES, G. M. *et al.* Caracterização químico-estrutural de substâncias húmicas do solo sob sistemas agroflorestais e convencional. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 1597-1608, 2011.
- MORAIS, R.C.S.; SALES, M.C.L. Estimativa do potencial natural de erosão dos solos da Bacia Hidrográfica do Alto Gurguéia, Piauí-Brasil, com uso de Sistema de Informação Geográfica. **Caderno de Geografia**, v. 27, p. 84-105, 2017.
- PASINI, F. *et al.* Sistema de terraceamento para manejo agrícola. **Centro de Ciências Rurais**. n.76, 2017.
- PEREIRA, M. G. *et al.* Caracterização Composicional e Estrutural dos Ácidos Húmicos de Solos de Tabuleiros sob Diferentes Coberturas Vegetais. **Revista Virtual Química**, vol. 13, p. 445-455, 2021.
- PFLERGER, P.; CASSOL, P. C.; MAFRA, A. L. Substâncias húmicas em cambissolo sob vegetação natural e plantios de pinus em diferentes idades. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 27, n. 3, p. 807- 817, 2017.
- PICCOLO, A. In memoriam Prof. FJ Stevenson e a Questão das Substâncias Húmicas no Solo. **Chemical and biological technologies in agriculture**. 2016.
- RAUEN, Thalita Grandó. Estudo, por tensão superficial e fluorescência, das propriedades surfactantes das substâncias húmicas e sua influência na solubilidade de HPAs em meio aquoso. Universidade Federal de Santa Catarina (Tese de doutorado), 2005.
- RIGOBELLO, E. S. *et al.* Caracterização comparativa de substâncias húmicas extraídas de água doce e turfa de diferentes tamanhos moleculares aparentes. **Revista Ambiente & Água**, v. 12, n. 5, p. 774-785, 2017.
- ROSA, D. M. *et al.* Substâncias húmicas do solo cultivado com plantas de cobertura em rotação com milho e soja. **Revista Ciência Agronômica**, v. 48, n. 2, p. 221-230, 2017.
- SEIN, L. T.; VARNUM, J. M.; JANSEN, S. A. Conformational Modeling of a New Building Block of Humic Acid : Approaches to the Lowest Energy Conformer. **Environmental science & technology**, v. 33, n. 4, p. 546-552, 1999.
- SEREMETA, D. C. H. *et al.* Pb²⁺ adsorption by a compost obtained from the treatment of tobacco from smuggled cigarettes and industrial sewage sludge. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, p. 797–805, jan. 2019.
- SILVA, R. R. *et al.* Spectroscopic and elementary characterization of humic substances in organic substrates. **Comunicata Scientiae**, v. 9, n. 2, p. 264-274, 2018.
- SOARES, R. *et al.* O Papel das Terras Pretas de Índio no Antropoceno. **Revista Virtual de Química**. Vol. 10, p. 1659-1692, 2018.
- SOUSA, J. P. *et al.* Fracionamento de substâncias húmicas de solo sob povoamentos de eucalyptus urophylla e floresta nativa. **IX SEAGRUS**, 2020.
- SWIECH W. M. *et al.* Fracionamento à base de água de um ácido húmico comercial. Caracterização em estado sólido e coloidal das frações de solubilidade. **Journal of Colloid and Interface Science**. 2017.
- VERDUM, R.; VIEIRA, C. L.; CANEPPELE, J. C. G. **Métodos e técnicas para o controle da erosão e conservação do solo**. - Porto Alegre: IGEO/UFRGS, 2016.