



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS E ESCOLA DE ENGENHARIA
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL**

JOANA POSTAL PASQUALINI

**ANÁLISE DA FUNCIONALIDADE DE UM SISTEMA FLUTUANTE DE
WETLANDS CONTRUÍDOS EM MESOCOSMOS**

Porto Alegre

2017

JOANA POSTAL PASQUALINI

**ANÁLISE DA FUNCIONALIDADE DE UM SISTEMA FLUTUANTE DE
WETLANDS CONTRUÍDOS EM MESOCOSMOS**

Trabalho de conclusão de curso de graduação apresentado ao Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito parcial para a obtenção do título de Engenheira Ambiental.

Orientadora: Prof. Dra. Lúcia Helena Ribeiro Rodrigues
Co-Orientadora: Ms. Jucimara Andreza Rigotti

Porto Alegre

2017

JOANA POSTAL PASQUALINI

**ANÁLISE DA FUNCIONALIDADE DE UM SISTEMA FLUTUANTE DE
WETLANDS CONTRUÍDOS EM MESOCOSMOS**

Trabalho de conclusão de curso em Engenharia Ambiental apresentado ao Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, defendido em 05 de janeiro de 2018 e aprovado pela comissão constituída pelos professores:

BANCA EXAMINADORA

Professor Dr. Dieter Wartchow
Departamento de Obras Hidráulicas
Instituto de Pesquisas Hidráulicas – IPH/UFRGS

Professor Dr. Fernando Dornelles
Departamento de Hidromecânica e Hidrologia
Instituto de Pesquisas Hidráulicas – IPH/UFRGS

Professora Dra. Lucia Helena Ribeiro Rodrigues (orientadora)
Departamento de Obras Hidráulicas
Instituto de Pesquisas Hidráulicas – IPH/UFRGS

Conceito: **A**

AGRADECIMENTOS



Por Liniers

Ao longo destes anos de graduação tive a honra de conhecer e conviver com pessoas inspiradoras, e ao mesmo tempo, intensifiquei laços de amor e amizade com familiares e amigos, são vocês:

Meu muito obrigada à minha professora orientadora Prof^a Lúcia Helena Ribeiro Rodrigues, que me acolheu desde o início da minha vida acadêmica. Agradeço pela transmissão de conhecimentos, recomendações valiosas e apoio que recebi, foram fundamentais para este resultado.

Agradeço fortemente à co-orientadora deste trabalho, Jucimara Andreza Rigotti, que desde o início me contagiou com seu instinto de pesquisadora, sempre buscando resolver problemas com inteligência e simplicidade. Obrigada pelas sessões de *Skype*, e pelo apoio nas horas difíceis, saibas que tens em mim uma amiga.

Obrigada aos professores e professoras que passaram por minha vida. Desde pequena tive o privilégio de aprender com vocês, e a raiz do meu engajamento com as causas sociais e ambientais está nas lições de todos e todas.

À minha amada Mãe, Angela Maria Postal. Mãe, honestamente não há palavras que demonstrem minha gratidão. Obrigada pelos abraços apertados, pelo colo quando as coisas não andavam bem, pelas caronas até a rodoviária seguidas de palavras de encorajamento e do “até logo” de todo o domingo à noite. Obrigada pela comida caseira congelada, que me aproximava de casa quando a saudade apertava. Esses anos longes de ti não foram fáceis. Te agradeço pelo amor que transborda meu coração.

Ao meu amado Pai, José Pasqualini. Carrego em mim tanto de ti, pai. Tua força e determinação, tua gana por lutar, me inspiram todo o dia a ir atrás dos meus sonhos. Obrigada

por me proporcionar uma educação de qualidade, obrigada por estar presente e por torcer por mim. “Tentaram me enterrar, mal sabiam que eu era semente”.

À Clara Postal Pasqualini, minha irmã, minha pessoa. Mana, obrigada por dividir comigo tanto. Obrigada por me ensinar com amor lições tão valiosas, as quais me esforço para aplicar todos os dias. Saber que tenho você, me faz continuar, meu amor por ti é imenso.

Às minhas amigas de longa data, Thaís Salvadori Gracia e Débora Pozza. Cada uma de vocês, com seu jeito, me ensina a superação de desafios todos os dias. Obrigada pelo carinho, pela compreensão e pela presença na minha vida, amo-as.

Obrigada às minhas queridas amigas Mel Guirro e Renata Rossoni, pela partilha de sentimentos e apoio incondicional. Vocês me fizeram mais forte.

Aos meus caros amigos da barra 11, obrigada pelas lindas memórias que construímos. Hoje sou um ser humano mais otimista por saber que existem Engenheiros Ambientais com o caráter, a personalidade, e a capacidade técnica de cada um de vocês. Obrigada por permitirem a troca de tal modo que não se sabe onde começa e onde termina a transformação. Vida longa à barra 11!

Minha gratidão à equipe da Agrosig – Engenharia e Meio ambiente, por terem me acolhido na empresa e pela compreensão em momentos de ausência para realização de estudos. Obrigada em especial aos meus chefes Evandro Gottardo e Jorge Vidal Oliveira por me ensinarem a técnica que o mercado de trabalho demanda, e por me ajudarem diariamente a me transformar na Engenheira que almejo ser, tê-los como mentores é muito gratificante para mim.

Meu agradecimento ao Engenheiro agrônomo João Manuel Feijó, da empresa Ecotelhado, responsável pelo fornecimento da estrutura flutuante utilizada neste estudo.

Por fim, agradeço pela oportunidade de estudar na Universidade Federal do Rio Grande do Sul e pelos recursos em mim investidos.

RESUMO

Um sistema flutuante de *wetland* construído foi desenvolvido em mesocosmos no Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul com o objetivo de avaliar a funcionalidade do sistema para o tratamento de efluente sintético com concentrações de nutrientes características do escoamento superficial urbano. Foram empregadas duas espécies de macrófitas aquáticas emergentes, *Typha domingensis* Pers., conhecida popularmente como Taboa e *Schoenoplectus californicus* (C.A.Mey.) Soják, conhecida popularmente como Junco. A metodologia consistiu em três fases, a primeira referente à concepção da unidade amostral e coleta dos organismos em campo, a segunda foi denominada “fase de adaptação” e permitiu o estabelecimento das plantas no sistema, a comparação entre uma espécie e outra, além de análise em bateladas semanais da eficiência de remoção de nutrientes. Na terceira etapa, identificada como “carga de choque” o sistema foi avaliado frente a variações de concentração dos nutrientes e de nível d’água em dois experimentos subsequentes. Os parâmetros avaliados *in situ* foram temperatura, condutividade, oxigênio dissolvido e potencial redox. As análises em laboratório foram: fósforo total, ortofosfato, nitrogênio total, carbono orgânico total, clorofila-*a* e feofitina. O pH foi medido imediatamente após a coleta, e em laboratório, também foram medidos turbidez e cor. Todos os parâmetros foram avaliados quanto à variância (ANOVA *One way*) e à correlação. O sistema flutuante de *wetlands* construídos foi eficiente na remoção dos nutrientes com taxas de remoção médias para nitrogênio total da ordem de 28% para *S. californicus* e de 81% para *T. domingensis*, para fósforo total tais remoções foram de 20% e 70%, respectivamente. As remoções superiores para *T. domingensis* evidenciaram a superioridade do desenvolvimento de raízes, que, em associação com o biofilme na rizosfera das plantas, foram responsáveis pela eficiência geral do sistema.

Palavras-chave: *sistema flutuante de wetland construído, técnica compensatória, engenharia ecológica, ecotecnologia, nutrientes, macrófitas aquáticas*

ABSTRACT

A floating wetland system was developed in mesocosmos at the Institute of Hydraulic Research at the Federal University of Rio Grande do Sul, Brazil, in order to evaluate the functionality of the system on treating synthetic effluent with nutrient concentrations characteristic of urban surface runoff. Two species of emergent aquatic macrophytes, *Typha domingensis* Pers. and *Schoenoplectus californicus* (C.A.Mey.) Sojak were employed. The methodology consisted of three phases, the first one related to the design of the sample unit and collection of the organisms in the field, the second was identified as "adaptation phase" and allowed the plants establishment in the system, comparative evaluations between species, and weekly batch analysis of nutrient removal efficiency. In the third stage, identified as "shock load", the system was evaluated against changes in nutrient concentration and water level during two subsequent experiments. The parameters evaluated *in situ* were temperature, conductivity, dissolved oxygen and redox potential. The laboratory analyzes were: total phosphorus, orthophosphate, total nitrogen, total organic carbon, chlorophyll-*a* and feofitin. The pH was measured immediately after collection, and in the laboratory, color and turbidity were also measured. All parameters were evaluated for variance (ANOVA-*One way*) and correlation. The floating wetlands system was efficient in removing nutrients with average removal rates for total nitrogen about 28% for *S. californicus* and 81% for *T. domingensis*, for total phosphorus such removals were 20% and 70% , respectively. The superior removals for *T. domingensis* highlighted its superior root development, which, in association with the biofilm present in the rhizosphere of the plants, were responsible for the overall efficiency of the system.

Keywords: *floating wetland system, compensatory technique, ecological engineering, ecotechnology, nutrients, aquatic macrophytes*

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Diagrama de efeitos da urbanização sobre a drenagem urbana.....	17
Figura 2. Formas de nitrogênio ao longo de um curso da água.	22
Figura 3. Tipologias de macrófitas aquáticas.	31
Figura 4. Espécie <i>Typha domingensis</i>	32
Figura 5. Espécie <i>Schoenoplectus californicus</i>	34
Figura 6. Linha do tempo da metodologia do trabalho.....	37
Figura 7. Vista frontal da unidade experimental de um sistema flutuante de <i>wetlands</i> construído em mesocosmos no IPH/UFRGS (23 de agosto de 2017).....	38
Figura 8. Vista a partir do reservatório da unidade experimental de um sistema flutuante de <i>wetlands</i> construído em mesocosmos no IPH/UFRGS (25 de maio de 2017)	38
Figura 9. <i>Typha domingensis</i> 25 de maio de 2017	39
Figura 10. <i>Schoenoplectus californicus</i> 25 de maio de 2017	39
Figura 11. <i>Typha domingensis</i> 23 de agosto de 2017	39
Figura 12. <i>Schoenoplectus californicus</i> 23 de agosto de 2017	39
Figura 13. Distribuição de <i>Typha domingensis</i> no território brasileiro.	40
Figura 14. Distribuição de <i>Schoenoplectus californicus</i> no território Brasileiro.	40
Figura 15. <i>Schoenoplectus californicus</i> coletado nas margens do Lago Guaíba.....	41
Figura 16. <i>Typha domingensis</i> coletada em área úmida do Campus do Vale/UFRGS.	41
Figura 17. Preparação do efluente sintético.....	43
Figura 18. Preparação do efluente sintético, adição de FeDTPA.	43
Figura 19. Utilização de sonda multiparâmetro YSI – Professional Series para aferição de parâmetros <i>in situ</i>	44
Figura 20. Desenvolvimento vertical médio das raízes de <i>Schoenoplectus californicus</i> e <i>Typha domingensis</i> no período de 02 de junho a 27 de julho de 2017	48
Figura 21. Desenvolvimento horizontal médio das raízes de <i>Schoenoplectus californicus</i> e <i>Typha domingensis</i> no período de 02 de junho a 27 de julho de 2017.....	48
Figura 22. Exemplo de muda de <i>Schoenoplectus californicus</i> não desenvolvida e removida do estudo.....	48
Figura 23. <i>Schoenoplectus californicus</i> 29 de junho de 2017	49
Figura 24. <i>Schoenoplectus californicus</i> 08 de agosto de 2017	49
Figura 25. <i>Typha domingensis</i> 29 de junho de 2017	49

Figura 26. <i>Typha domingensis</i> 08 de agosto de 2017	49
Figura 27. Concentrações médias de Fósforo total para <i>Schoenoplectus californicus</i> nos efluentes sintéticos de entrada e saída da fase de adaptação (01 de junho a 02 de agosto de 2017).....	51
Figura 28. Concentrações médias de Fósforo total para <i>Typha domingensis</i> nos efluentes sintéticos de entrada e saída da fase de adaptação (01 de junho a 02 de agosto de 2017	51
Figura 29. Concentrações médias de Nitrogênio total para <i>Schoenoplectus californicus</i> nos efluentes de entrada e saída da fase de adaptação (01 de junho a 02 de agosto de 2017) .	52
Figura 30. Concentrações médias de Nitrogênio total para <i>Typha domingensis</i> nos efluentes de entrada e saída da fase de adaptação (01 de junho a 02 de agosto de 2017	52
Figura 31. Concentrações médias de Carbono Orgânico total para <i>Schoenoplectus californicus</i> nos efluentes de entrada e saída da fase de adaptação (01 de junho a 02 de agosto de 2017).....	53
Figura 32. Concentrações médias de Carbono Orgânico total para <i>Typha domingensis</i> nos efluentes de entrada e saída da fase de adaptação (01 de junho a 02 de agosto de 2017...)	53
Figura 33. Temperatura do Ar média em Porto Alegre no período do experimento 1 (26 de setembro a 03 de outubro de 2017)	53
Figura 34. Temperatura do Ar média em Porto Alegre no período no experimento 2 (03 a 10 de outubro de 2017).....	53
Figura 35. Radiação solar média em Porto Alegre no período do experimento 1 (26 de setembro a 03 de outubro de 2017)	54
Figura 36. Radiação solar média em Porto Alegre no período no experimento 2 (03 a 10 de outubro de 2017).....	54
Figura 37. Concentrações médias de Oxigênio dissolvido no experimento 1 (26 de setembro a 03 de outubro de 2017)	55
Figura 38. Concentrações médias de Oxigênio dissolvido no experimento 2 (03 a 10 de outubro de 2017).....	55
Figura 39. Concentrações médias de ORP no experimento 1 (26 de setembro a 03 de outubro de 2017).....	56
Figura 40. Concentrações médias de ORP no experimento 2 (03 a 10 de outubro de 2017).....	56
Figura 41. Concentrações médias de Fósforo Total no experimento 1 (26 de setembro a 03 de outubro de 2017).....	57

Figura 42. Concentrações médias de Fósforo Total no experimento 2 (03 a 10 de outubro de 2017).....	57
Figura 43. Concentrações médias de Ortofosfato.no experimento 1 (26 de setembro a 03 de outubro de 2017).....	58
Figura 44. Concentrações médias de Ortofosfato no experimento 2 (03 a 10 de outubro de 2017).....	58
Figura 45. Concentrações médias de Nitrogênio total no experimento 1 (26 de setembro a 03 de outubro de 2017)	58
Figura 46. Concentrações médias de Nitrogênio total no experimento 2 (03 a 10 de outubro de 2017).....	58
Figura 47. Concentrações médias de Carbono Orgânico total no experimento 1 (26 de setembro a 03 de outubro de 2017)	59
Figura 48. Concentrações médias de Carbono Orgânico total no experimento 2 (03 a 10 de outubro de 2017).....	59
Figura 49. Concentrações médias de Clorofila- <i>a</i> no experimento 1 (26 de setembro a 03 de outubro de 2017).....	60
Figura 50. Concentrações médias de Clorofila- <i>a</i> no experimento 2 (03 a 10 de outubro de 2017).....	60
Figura 51. Concentrações médias de Feofitina no experimento 1 (26 de setembro a 03 de outubro de 2017).....	60
Figura 52. Concentrações médias de Feofitina no experimento 2 (03 a 10 de outubro de 2017).....	60

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Proporções dos reagentes para o preparo da solução sintética de nutrientes para as fases de adaptação e carga de choque.	42
Tabela 2. Relação dos parâmetros laboratoriais e respectivos métodos de análise	43
Tabela 3. Períodos de exposição aos respectivos efluentes sintéticos na fase de adaptação do experimento	44
Tabela 4. Comparativo bibliográfico das espécies e densidades aplicadas.	50
Tabela 5. Resultados médios de parâmetros físicos e químicos para o período da etapa de adaptação (01 de junho a 22 de agosto de 2017)	50
Tabela 6. Resultados da Análise de Variância (p) aplicada para a etapa de Carga de Choque.....	63

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	OBJETIVOS	15
2.1.	OBJETIVO GERAL	15
2.2.	OBJETIVO ESPECÍFICO	15
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
3.1	IMPACTOS DA URBANIZAÇÃO EM ECOSISTEMAS URBANOS	16
3.1.1	HISTÓRICO E RELEVÂNCIA SOCIAL	16
3.1.2	USOS E QUALIDADE DA ÁGUA	19
3.2	EUTROFIZAÇÃO DOS CORPOS D'ÁGUA	20
3.2.1	DINÂMICA DE NUTRIENTES EM AMBIENTES AQUÁTICOS	
3.2.1.1	Nitrogênio	21
3.2.1.2	Fósforo	22
3.3	ESCOAMENTO SUPERFICIAL E AS CONSEQUÊNCIAS PARA A QUALIDADE DAS ÁGUAS	23
3.3.1	<i>FIRST FLUSH</i>	24
3.4	ESCOAMENTO SUPERFICIAL E TÉCNICAS COMPENSATÓRIAS	26
3.5	ENGENHARIA ECOLÓGICA	27
3.5.1	ECOTECNOLOGIA	29
3.5.2	FITORREMEDIAÇÃO	29
3.5.2.1	Macrófitas aquáticas	30
3.5.3	SISTEMAS FLUTUANTES DE <i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDOS	34
4	METODOLOGIA	36
4.1	UNIDADE EXPERIMENTAL	37
4.2	SELEÇÃO DAS PLANTAS	39
4.3	DADOS CLIMATOLÓGICOS	41

4.4	EFLUENTE SINTÉTICO.....	41
4.5	ANÁLISES FÍSICO QUÍMICAS.....	43
4.5.1	ANÁLISESLABORATORIAIS.....	43
4.5.2	ANÁLISES <i>IN SITU</i>	44
4.6	ETAPA ADPAÇÃO.....	44
4.6.1	PROCEDIMENTO AMOSTRAL	44
4.7	ETAPA "CARGA DE CHOQUE".....	45
4.7.1	PROCEDIMENTO AMOSTRAL.....	45
4.8	INTEGRAÇÃO DOS DADOS.....	46
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	46
5.1	UNIDADE EXPERIMENTAL	46
5.2	ETAPA DE ADAPTAÇÃO	47
5.2.1	DESEMPENHO DAS PLANTAS	47
5.2.2	ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS	50
5.2.3	ESTATÍSTICA DESCRITIVA DA DINÂMICA DOS PARÂMETROS	51
5.3	ETAPA CARGAS DE CHOQUE.....	53
5.3.1	ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS	54
	5.3.1.1 Estatística Descritiva da Dinâmica dos Parâmetros.....	54
5.4	INTEGRAÇÃO DOS DADOS	61
5.4.1	ANÁLISE DE VARIÂNCIA	63
5.4.2	CORRELAÇÕES	63
6	CONCLUSÕES	66
7	RECOMENDAÇÕES	67
8	REFERÊNCIAS	68

1 INTRODUÇÃO

A relação de interdependência do ser humano com o meio ambiente tem sido negligenciada em função dos avanços tecnológicos que acompanham os diversos efeitos da urbanização. Os sistemas econômicos das mais diversas ideologias políticas enaltecem os processos elaborados pelos seres humanos que geram benefícios aos indivíduos de maneira exclusiva e direta, e deixam à reveria os produtos e serviços da natureza que proporcionam benefícios à sociedade como um todo.

A dificuldade de uma convivência saudável com os rios urbanos é recorrente na maior parte das cidades brasileiras, de acordo com isso, na ausência de normas que regulem a ocupação do solo, a impermeabilização se faz gradativamente mais presente em ambientes urbanos (TUCCI, 2008). Isso decorre devido a diversos fatores como: desmatamentos, urbanização mal planejada, obras de terraplenagem, supressão da vegetação, inexistência de práticas conservacionistas do solo e atividades industriais altamente poluidoras (DIAS & GRIFFITH, 1998). Tais atividades estão fortemente associadas à substituição de ambientes naturais ou seminaturais por ambientes construídos, com o direcionamento das águas pluviais e dos esgotos para os corpos d'água adjacentes aos canais de drenagem (HAUGHTON & HUNTER, 1994), que acabam perdendo sua funcionalidade e integridade ecológica.

Devido à conexão intrínseca entre as alterações no ciclo hidrológico, os altos graus de impermeabilização e à grande variabilidade da composição química das águas da chuva, a preocupação acerca da adequabilidade do status ambiental dos rios urbanos tem sido tópico de pesquisa dentro da academia, por serem os receptores destes impactos e os apresentarem de forma nítida no ambiente urbano.

Neste sentido, a drenagem urbana já não é um assunto que possa ser tratado exclusivamente no âmbito técnico da engenharia, devido à falência das soluções técnicas, hoje evidenciada pela problemática ambiental (POMPEO, 2000). Tal conjuntura exige mudanças de paradigmas, a partir da proposição de técnicas compensatórias que mitiguem as externalidades negativas geradas no processo de urbanização.

Desta forma, medidas integradoras de áreas da ecologia e da engenharia fornecem um arcabouço apropriado para a formulação de soluções inovadoras que visem a ideia de continuidade dos conceitos, e não uma limitação entre eles. Uma das vertentes do desenvolvimento sustentável caminha em direção ao encorajamento do uso de técnicas compensatórias para o manejo de águas pluviais. O entendimento da performance destas

práticas é relevante para a avaliação no que diz respeito aos critérios de projeto e eficiência, os quais são fatores influenciadores na aprovação dos usos destes dispositivos.

A aplicação de tecnologias tidas como “alternativas” para tratamento de águas poluídas torna-se cada vez mais necessária, em particular, àquelas de relativo baixo custo, de fácil manutenção e operação, e que não dependam de energia elétrica. De acordo com Ansola *et al* (2003) além de procurar tecnologias adequadas com baixo investimento e custo de manutenção, deve-se procurar sempre um bom nível de performance, principalmente, na remoção de nitrogênio e fósforo, elementos essenciais no processo de eutrofização.

Neste contexto, os sistemas flutuantes de *wetlands* construídos têm mostrado alta capacidade de transformar, reciclar, reter e remover diferentes tipos de poluentes, especialmente os nutrientes eutrofizantes (HAMMER, 1989), e orgânicos (WALLACE, 1998), com base nos processos naturais (filtração, sedimentação, adsorção/absorção, biodegradação) que ocorrem nos biofilmes microbianos formados entre a rizosfera e o substrato sólido (TANNER, 1996; GOPAL, 1999).

Devido à alta produtividade primária e interferência nos ciclos biogeoquímicos das macrófitas, um dos pilares do presente trabalho visa o estudo das funcionalidades naturais das macrófitas aquáticas para benefícios ambientais na forma dos *wetlands* construídos flutuantes.

Esta tecnologia recebe atenção crescente, em vista aos diversos estudos publicados a nível mundial (HEADLEY & TANNER, 2012; BORNE *et al.*, 2013; WINSTON, 2013; LYNCH, 2015) e a possibilidade de aplicação frente a uma vasta gama de instalações de tratamento, com possibilidade de junção a técnicas compensatórias já estabelecidas. Além disso, em determinadas circunstâncias sendo aplicada diretamente em corpos d’água. Apesar destes esforços, estimativas confiáveis acerca do desempenho destes sistemas continuam sendo uma lacuna de pesquisa. Para que com o desenvolvimento dos estudos, seja possível prever com confiança a adequabilidade da performance de tais sistemas. Logo, a análise das eficiências de remoção em experimentos de mesocosmos, os quais representam sistemas artificiais simplificados, visa avaliar as concentrações de entrada e de saída, a fim de gerar um diagnóstico quantitativo dos mecanismos de remoção envolvidos no sistema.

Assim, torna-se pertinente o estudo dos desafios da eficiência da implantação deste sistema, sob uma situação de estresse, como por exemplo, a encontrada no *first flush*, devido à elevada carga de poluentes presentes no início de um evento de chuva. Desta forma, este estudo pode ser entendido como o preenchimento da lacuna existente na interface dos sistemas de drenagem urbana (micro-drenagem) e sua disposição final nos cursos d’água.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a funcionalidade de um sistema flutuante de *wetlands* construídos para o tratamento de efluente sintético que representa as características do escoamento superficial urbano.

2.2 OBJETIVO ESPECÍFICO

Avaliar, experimentalmente, a utilização de um sistema flutuante de *wetlands* construídos para verificar a eficiência nas taxas de remoção de nutrientes em efluente sintético com concentração variável e variação do nível d'água (cargas de choque).

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 IMPACTOS DA URBANIZAÇÃO EM ECOSISTEMAS URBANOS

Um dos principais mecanismos que possibilitaram o aparecimento, o desenvolvimento e a vida dos organismos na Terra consiste nos movimentos da água. Estes transitam do oceano para a atmosfera, desta para o continente de onde retorna, via superficial ou via subterrânea ao oceano, fechando um grande ciclo denominado ciclo hidrológico (LEOPOLD, 1968).

A urbanização de forma desordenada, sem diretrizes de ocupação, impacta gravemente o ciclo hidrológico, pois causa drásticas alterações na drenagem, elevando a possibilidade de ocorrência de inundações e deslizamentos, impondo riscos à saúde e à vida humana. Dentro da esfera urbana, as características primordiais dos compartimentos que abrigam a água no estado líquido são a instabilidade e a mobilidade. Isso pode ser caracterizado principalmente pelos diversos usos da terra envolvidos em uma cidade, e sua direta influência sobre aspectos quali-quantitativos da água.

Em ascendência com os avanços econômicos, a exploração dos recursos hídricos tornou-se sinônimo de poder. Às tais atividades pressupõem-se medidas de gestão, e consequências complexas tanto à qualidade quanto à quantidade de água nas esferas urbanas, situação que evidencia a ideia de ciclo hidro-social sob o ciclo hidrológico (TUNDISI, 2008).

O equilíbrio entre as alterações das atividades humanas frente às características naturais do ciclo hidrológico URBANO decorre em inúmeros impactos negativos à funcionalidade hidrológica de uma cidade, e incorre na importância dos recursos hídricos para a manutenção da vida. Desta maneira, tornou-se necessário o desenvolvimento de técnicas que alterassem parcialmente esse ciclo a seu favor, na tentativa de contrabalancear os impactos percebidos, com a qualidade e a disponibilidade da água.

3.1.1 HISTÓRICO E RELEVÂNCIA SOCIAL

O crescimento e a migração da população para áreas urbanas são fenômenos que se desencadearam desde o início do século XX (IBGE 2010), e conseqüentemente ampliaram os conflitos entre desenvolvimento, sociedade e meio físico (GORSKI, 2008). Em 2012, aproximadamente 84,4% da população brasileira estava no meio urbano, sendo o 26º país com maior taxa de urbanização num conjunto de 192 países (IBGE, 2010). O principal fator aglutinador para a concentração da população brasileira nas regiões metropolitanas é a abrangente oferta de empregos. Atrelado a isso, o conjunto de acesso facilitado à saúde

especializada, aos centros de pesquisa, de educação e de cultura, gerou polos urbanos bem consolidados no território brasileiro.

A Figura 1 apresenta a rede de efeitos decorrentes destes processos. Os efeitos gerados pela urbanização na demanda e na qualidade da água são resultados dos desdobramentos de fatores que têm no ciclo hidrológico sua matriz e são agravados com outros problemas relacionados à economia e ao desenvolvimento social (GLEICK, 2000; SOMLYODY & VARIS, 2006).

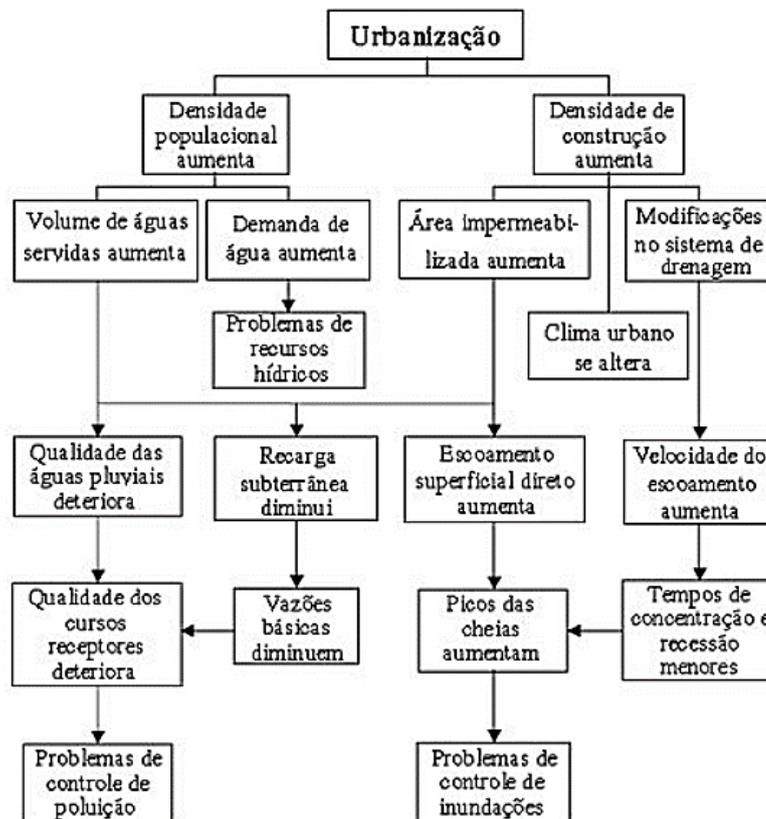


Figura 1. Diagrama de efeitos da urbanização sobre a drenagem urbana.

Fonte: Hall, 1984 apud Tucci, 2004.

Com vistas ao notório desenvolvimento econômico, o planejamento urbano nas últimas décadas não foi abrangente o suficiente para atender às demandas do *boom* populacional (IBGE, 2010). Para compreender os processos desencadeadores da situação atual das águas urbanas brasileiras, e concomitantemente, gerir as expectativas atreladas à aplicação de novas estratégias mitigadoras dos efeitos da urbanização no meio ambiente urbano, é interessante investigar as fases dos desenvolvimentos da gestão das águas urbanas (Quadro 1).

Na primeira fase, denominada “Fase pré-higienista”, o principal desafio era contornar as doenças de veiculação hídrica, decorrentes das práticas de lançamento de esgotos domésticos em fossas ou na drenagem. A fase posterior à essa veio de encontro com práticas enquadradas em “tecnologias de fim de tubo”, as quais propõem alternativas para o transporte do esgoto e a

canalização do escoamento superficial. A concepção denominada “corretiva” dialoga com a anterior, por atribuir às medidas já existentes, o tratamento dos efluentes e o amortecimento do escoamento. Finalmente, a fase do “desenvolvimento sustentável” proliferou a ideia da viabilidade de medidas com enfoque na prevenção e na minimização, características da produção mais limpa. Esta transposição de abordagem, na qual a água urbana passa de um problema a ser resolvido, para uma oportunidade de melhoria dialoga com o escopo deste trabalho, visando o equilíbrio homem-ambiente.

Quadro 1. Fases dos desenvolvimentos das águas urbanas

Fase	Características	Consequências
Pré-higienista: até início do século XX	Esgoto em fossas ou na drenagem, sem coleta ou tratamento e água da fonte mais próxima, poço ou rio.	Doenças e epidemias, grande mortalidade e inundações.
Higienista: antes de 1970	Transporte de esgoto distante das pessoas e canalização do escoamento.	Redução das doenças, mas rios contaminados, impactos nas fontes de água e inundações.
Corretiva: entre 1970 e 1990	Tratamento de esgoto doméstico e industrial, amortecimento do escoamento.	Recuperação dos rios, restando poluição difusa, obras hidráulicas e impacto ambiental.
Desenvolvimento sustentável: depois de 1990	Tratamento terciário e do escoamento pluvial, novos desenvolvimentos que preservam o sistema natural.	Conservação ambiental, redução das inundações e melhoria da qualidade de vida.

Fonte: TUCCI, 2008

Para a aplicação efetiva de técnicas regidas pelo desenvolvimento sustentável urbano, faz-se necessário o equilíbrio dos três preceitos fundadores do conceito: o econômico, o social e o ambiental. Desta forma, é de suma importância a percepção da integridade semântica do desenvolvimento sustentável, com o objetivo de exercer sua funcionalidade de forma integradora, na medida em que a qualidade de vida somente é viável com um ambiente conservado que atenda às necessidades da população e garanta a harmonia do homem com a natureza (TUCCI, 2008).

De acordo com o exposto, as ações tomadas pelas governanças ambientais brasileiras encontram-se atualmente na fase higienista, a qual tem enfoque para a reação ao problema e ao atendimento às regulações de modo superficial. As características que subsidiam tal enquadramento são a falta de tratamento de esgotos, a transferência de inundação na drenagem e a falta de gestão dos resíduos sólidos.

3.1.2 USOS E QUALIDADE DA ÁGUA

A qualidade da água é um importante indicador das atividades antrópicas desenvolvidas em uma bacia hidrográfica, logo, os recursos hídricos respondem diretamente aos impactos negativos travados no ciclo hidrológico (TUCCI, 2012).

Os processos ecológicos diversos existentes em um ecossistema aquático são sustentados em primeira instância por meio da qualidade da água (NSW, 2017). Um ambiente aquático saudável é aquele que desfruta de uma comunidade rica e diversa de organismos e concomitantemente, protege a saúde pública. Desta forma, a qualidade da água é fundamental para a saúde de um rio, e conseqüentemente essencial para a vida humana e ao meio ambiente. Com isso, as diversas conseqüências nas populações e nas comunidades aquáticas modificam toda a teia trófica, dirigindo os ecossistemas para um cenário de baixa biodiversidade, alta abundância de espécies tolerantes e reajustes agudos no metabolismo dos ecossistemas.

No mesmo compasso, as mais importantes necessidades atribuídas aos múltiplos usos destinados às atividades humanas são fortemente dependentes das características qualitativas das águas, para atender aos requisitos mínimos de cada uso.

Em uma visão mais holística, os usos consuntivos das águas abrangem as finalidades nas quais há perda entre o que é retirado do corpo hídrico e o que retorna a ele, exemplos são os abastecimentos domésticos e industriais, além de atividades de irrigação e de limpeza pública. Por outro lado, os usos não-consuntivos são aqueles em que não há necessidade da retirada da água de seu local de origem, como, por exemplo, para geração de energia, transporte e navegação, lazer e piscicultura (WOLKMER & PIMMEL, 2013).

O enquadramento dos corpos hídricos regido pela Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) delineada na Lei nº 9.433, na data de 08 de janeiro de 1997, atribui os seguintes usos às águas doces: preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas, proteção das comunidades aquáticas, recreação de contato primário, aquicultura, abastecimento para consumo humano, recreação de contato secundário, pesca, irrigação, dessedentação de animais, navegação e harmonia paisagística.

No que diz respeito aos usos das águas urbanas, é possível conceber uma limitação de atividades, a qual está sumariamente condicionada ao lançamento de efluentes domésticos e ao contato com efluentes da drenagem urbana. A redução da qualidade das águas receptoras com tamanha carga poluidora justifica a restrição de uso das águas urbanas atuais. Ou seja, os

sistemas hídricos urbanos encontram-se em situação que mimetiza uma via de mão única, na qual seu uso primordial inibe usos distintos.

Logo, o planejamento a fim de conciliar os mais diferentes interesses e usos dos recursos hídricos visa compreender os rios urbanos de uma forma mais abrangente, que dialogue com a constatação da realidade atual (rio que temos), juntamente com o desejo que a sociedade almeja para o ambiente hídrico (rio que queremos) e busque desta forma, ferramentas práticas realistas para a consolidação do equilíbrio entre o que é idealizado, com o que é viável (rio que podemos ter).

3.2 EUTROFIZAÇÃO DOS CORPOS D'ÁGUA

O enriquecimento artificial dos corpos d'água por nutrientes acarreta no fenômeno de eutrofização, considerado um dos problemas ambientais mais frequentes das águas continentais (CHORUS & BARTRAM, 1999). A eutrofização pode ser entendida como o processo de incremento de nutrientes nas águas, principalmente por nitrogênio e fósforo, que levam ao aumento da produção primária e ao crescimento excessivo de algas e de macrófitas aquáticas (ZHAO *et al.*, 2012). Tal processo causa um desequilíbrio ecológico do ecossistema aquático e uma progressiva degeneração da qualidade ambiental (DODDS *et al.*, 2009; VON SPERLING, 2007).

O efeito da eutrofização para os corpos d'água geralmente pode estar associado à diminuição da diversidade de espécies e modificação da biota, aumento da biomassa de plantas e animais, aumento da turbidez, aumento da taxa de sedimentação, diminuição da vida útil de reservatórios, e por fim a possibilidade de desenvolvimento de ambientes anóxicos (ESTEVEVES, 1998).

Inúmeros fatores interferem na qualidade da água, o que exige a realização de estudos detalhados dos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem tanto em sistemas naturais quanto em artificiais, destacando-se a importância dos ciclos biogeoquímicos para o entendimento do ecossistema aquático (CARMOUZE, 1994). Para exemplificar os efeitos das cargas poluidoras no ambiente urbano, resultados encontrados por Li *et al* (2012) afirmam que a contribuição proveniente do escoamento gerado nos períodos chuvosos para a carga de nitrogênio total e fósforo total em rios urbanos é da magnitude de 17% e 13% da carga total, respectivamente.

Além de aspectos qualitativos, a deterioração da qualidade da água também pode implicar em prejuízos econômicos, em decorrência da elevação dos custos de tratamento para consumo humano (STRASKABA & TUNDISI, 2000; DODDS *et al.*, 2009).

Em vistas do exposto, a avaliação do uso de técnicas de remoção de nutrientes é uma medida providencial para avanços na contenção dos impactos negativos associados aos corpos hídricos urbanos e à eutrofização.

3.2.1 DINÂMICA DE NUTRIENTES EM AMBIENTES AQUÁTICOS

3.2.1.1 NITROGÊNIO

Na água, o nitrogênio pode estar em diferentes formas e estados de oxidação (Quadro 2): nitrogênio molecular (N_2), nitrogênio orgânico (dissolvido e em suspensão), nitrogênio amoniacal (amônia livre, NH_3 e ionizada, NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) (ENRICH-PRAST, 2005). A migração para as distintas formas do nitrogênio (Figura 2) representa o efeito das interações com a atmosfera, com os constituintes celulares, com os usos da terra e principalmente pela ação dos microrganismos presentes no meio aquático (CORBITT, 1998).

Quadro 2. Estados de oxidação do Nitrogênio em ambientes aquáticos.

Forma	Fórmula	Estado de oxidação
Nitrogênio molecular	N_2	0
Nitrogênio orgânico	Variável	Variável
Amônia livre	NH_3	-3
Íon amônio	NH_4^+	-3
Íon nitrito	NO_2^-	+3
Íon nitrato	NO_3^-	+5

No âmbito dos processos bioquímicos de conversão de amônia a nitrito, e em seguida, a nitrato, pode haver consumo de oxigênio dissolvido do meio, situação, que pode afetar a vida aquática. As formas de amônia e de nitrato são as preferencialmente disponíveis para a absorção pelas células dos microorganismos, incluindo o fitoplanctôn. No entanto, quando as concentrações das formas inorgânicas de nitrogênio atingem valores muito baixos ou até mesmo são esgotadas, as formas orgânicas podem ser aproveitadas pelo fitoplâncton (ESTEVES, 1998). Ainda, algumas espécies de cianobactérias tem a capacidade de “fixar” o nitrogênio atmosférico, ou seja, transformar o N_2 gasoso em compostos de nitrogênio; nitratos ou sais de amônio.

O lançamento de esgotos sanitários e industriais, a lixiviação de excrementos de animais em pastagens e de fertilizantes nitrogenados, a queima de combustíveis fósseis e a deposição atmosférica representam os componentes antropogênicos da presença das diversas formas de nitrogênio nos corpos de água (SCHOLEFIELD *et al.*, 1991, GALLOWAY, 1998, VON SPERLING, 1996, GALLOWAY *et al.*, 2002). O nitrogênio é elemento indispensável para o crescimento de algas e cianobactérias nas águas, e seu excesso potencializa a

eutrofização dos corpos de água (VON SPERLING, 1996). Ainda, a determinação deste parâmetro fornece informações sobre o estágio da poluição no corpo hídrico.

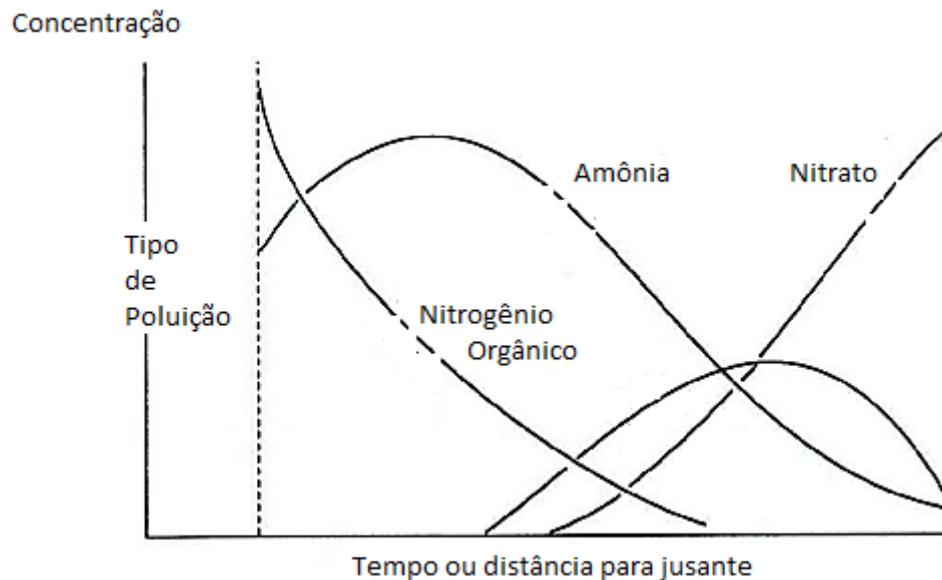


Figura 2. Formas de nitrogênio ao longo de um curso da água.

Fonte: Traduzido de CORBITT (1998)

3.2.1.2 FÓSFORO

Em ecossistemas aquáticos de águas doces são encontradas as formas de fósforo particulado, fósforo orgânico e a fração inorgânica dissolvida. A forma utilizada pelos organismos fitoplanctônicos é a inorgânica dissolvida – solúvel, na forma de ortofosfato (ESTEVES, 1998). O fósforo solúvel (PO_4) está imediatamente disponível para os produtores primários, e o fósforo particulado, que inclui o PO_4 adsorvido às partículas de solo e presente na matéria orgânica representa uma fonte de longo prazo (GARBRECHT & SHARPLEY, 1992).

Em condições naturais, a origem do fósforo nas águas tem como fonte o intemperismo físico e químico de rochas, a lixiviação do solo, a decomposição da matéria orgânica, além de estar presente na composição celular dos organismos em geral. Em decorrência das atividades humanas, há a condução do aporte de fósforo nas águas devido aos descartes de efluentes domésticos e industriais, detergentes, drenagem urbana e agrícola e excrementos de animais (FILIPPELLI, 2008).

A eliminação do elemento fósforo da fase aquosa passa pela sedimentação e pela incorporação na fase sólida. Desta forma, em épocas de baixas concentrações de fósforo na

água, parte do fósforo aderido aos sedimentos pode vir a entrar em suspensão e aportar na fase aquosa. A dinâmica do fósforo está intimamente relacionada aos sedimentos aquáticos, sendo que a retenção ou liberação a partir dele estão vinculadas as condições de pH, temperatura, atividade microbiana e as condições de oxirredução na interface água sedimento (JARVIE *et al.*, 1998)).

Em determinados ambientes o fósforo é o nutriente que limita a proliferação de algas e outros produtores primários, como macrófitas, e seu excesso pode causar a eutrofização dos ambientes aquáticos com baixas velocidades, gerando problemas estéticos, florações de algas tóxicas, eventuais maus odores e mortandade de peixes.

O aporte de ortofosfato em ecossistemas aquáticos pode acarretar uma cadeia de alterações nos ciclos de outros elementos. Segundo Tundisi (2001) ele pode ocorrer no aumento da taxa fotossintética e entrada de CO₂ atmosférico, redução da relação N/P, crescimento de cianobactérias fixadoras de nitrogênio, aumento da biomassa algácea e das taxas de respiração, redução do oxigênio dissolvido, favorecendo a produção de gases (como metano, gás sulfídrico, amônia) e a liberação de ferro dos sedimentos.

3.3 ESCOAMENTO SUPERFICIAL E AS CONSEQUÊNCIAS PARA A QUALIDADE DAS ÁGUAS

As águas urbanas englobam o sistema de abastecimento de água e esgotos sanitários, a drenagem urbana e as inundações ribeirinhas, e a gestão dos resíduos sólidos (TUCCI, 2008). No que tange o escoamento superficial urbano, é caracterizado por possuir alta carga de nutrientes, metais, pesticidas e outros contaminantes, os quais atingem os cursos d'água e colaboram para sua degradação.

De acordo com Urbonas &Stahre (1993), a poluição difusa de origem pluvial inicia-se através do arraste dos poluentes atmosféricos pela chuva e conclui-se pelo escoamento superficial. Sendo este, responsável direto pelo transporte dos poluentes dispostos sobre a superfície da área urbana até o lançamento final no corpo receptor (DURRANS, 2003). Assim, nota-se claramente a relação direta entre a poluição difusa e o ciclo hidrológico, e as diversas combinações entre processos naturais e atividades antrópicas que podem gerar transformações distintas no sistema hidrológico (WEATHERHEAD & HOWDEN, 2009).

Por exemplo, a geologia, o tipo de solo, o clima, o tipo e quantidade de cobertura vegetal, o grau de mobilidade humana dentro da bacia hidrográfica, a taxa de impermeabilização do solo, o tipo de esgotamento (misto ou separador), além de características quantitativas da chuva como sua duração, altura e intensidade (PHILIPPI JR. e

tal, 2005). Desta forma, a contaminação produzida pelo esgotamento pluvial apresenta diversos agentes transformadores, e são as combinações aleatórias de todos os agentes - ativos e passivos - citados que dão a característica peculiar de cada evento chuvoso, e conseqüentemente de cada escoamento superficial.

Para fins de caracterização qualitativa, a concentração da poluição causada pelo escoamento de águas pluviais apresenta uma estreita ligação com o uso do solo da bacia. Isto é, conforme exposto por (LAURENSEN *et al.*, 2013), para a situação de lavagem de telhados seriam provavelmente encontrados na drenagem resquícios de metais pesados, de orgânicos e de patógenos; no caso de lavagem de rodovias e estacionamentos, metais pesados hidrocarbonetos, e óleos seriam os principais constituintes do efluente, e para parques seriam observadas concentrações ricas em nutrientes, orgânicos e patógenos. Ademais, Tucci & Porto (1995), afirmam que a poluição difusa fica concentrada na lavagem próximo a guia e sarjetas, isto é, 80% a 15 cm e 95% a 1 metro.

Desta forma é possível entender que as fases de formação e transporte encontram-se intrinsecamente conectadas, visto que durante todo o caminho que a água percorre, o meio no qual ela entra em contato, tanto atmosférico, quanto terrestre, contribui para seu enriquecimento em termos de composição. Logo, o escoamento originado nas superfícies impermeáveis contribui de forma significativa para a degradação dos ecossistemas fluviais em áreas urbanas (PAUL & MEYER, 2001), e é intensificado quando a rede de drenagem está diretamente conectada no curso d'água (WALSH *et al.*, 2005).

Em decorrência do exposto, o amortecimento e tratamento do escoamento superficial urbano se mostra essencial para recuperar ou manter minimamente a biodiversidade aquática dos rios, uma vez que os picos de vazão além de possuírem maior intensidade, ocorrem de forma mais frequente em área urbana (WALSH *et al.*, 2005).

3.3.1 *First Flush*

O fenômeno designado por “*first flush*” tem sido estudado a partir de diversos contribuintes do escoamento superficial, incluindo, escoamentos de ruas pavimentadas, escoamento de telhados, descargas de sistemas separadores de sistemas mistos, entre outros (DELETIC, 1997). À luz destes diversos contribuintes e frente às diferentes locações e estratégias de amostragem da água nesta condição, a comparação de definições torna-se difícil, por existirem diferentes conclusões acerca dos estudos frente à temática do “*first flush*” no escoamento superficial urbano.

Para definir o fenômeno, pesquisadores utilizam as curvas de frações acumuladas das massas totais dos poluentes versus a fração total do volume escoado no evento de chuva (DELETIC, 1997). Conforme Deletic (1997), precipitações de verão usualmente duram menos de 20 minutos, mas carregam consigo altas concentrações de poluentes. Conforme o mesmo autor, o “*first flush*” depende de:

- Condições climáticas: dias antecedentes de tempo seco, temperaturas da água média, máxima e mínima;
- Características da chuva: duração, altura, intensidade e o tempo registrado no qual a intensidade foi máxima desde o início do evento;
- Características quantitativas do *runoff*: o volume que o evento chuvoso agregou para o *runoff* e a vazão máxima do evento de *runoff*;
- Características qualitativas do *runoff*: máximas, médias e mínimas concentrações dos poluentes em estudo.

Conforme estudo realizado por Gupta e Saul (1996), foi demonstrado que em sistemas mistos, o “*first flush*” correlaciona-se com o pico de intensidade do evento chuvoso, a duração do evento e os dias antecedentes de clima seco. Por exemplo, na região de Sidney, (VORREITER & HICKEY, 1994) foi demonstrado que para a situação de pequenos córregos e rios urbanos receptores de águas pluviais, menos de 25% do volume do evento chuvosos transportou cerca de 40 a 60% da carga total de sólidos suspensos, coliformes fecais e fósforo total.

Em decorrência da variabilidade descrita, há uma ampla faixa de concentração de nutrientes no escoamento superficial urbano (Quadro 3). Logo a caracterização das faixas destas concentrações reflete uma informação bastante necessária quando se trata de mitigar tais impactos qualitativos. Ainda qualitativamente, é atribuída às concentrações de eventos de “*first flush*” a presença de metais, como chumbo, zinco e cobre, presença de nutrientes, e de coliformes fecais.

Quadro 3. Estudos e respectivas concentrações encontradas no escoamento superficial urbano para fósforo total e nitrogênio total.

Escoamento Superficial Urbano	Fósforo Total (mg/L)	Nitrogênio Total (mg/L)
Liu <i>et al.</i> (2013)	0,55-3,29	2,19-6,85
Li <i>et al.</i> (2012)	*	6,43-56,35
Wang & Sample (2013)	0,38-2,28	2,99-197
Zhou and Wang (2010)	0,68	12,58
Borne <i>et al.</i> (2013)	0,11-0,36	0,75-2,37
Chen <i>et al.</i>(2016)	2,81	4,25

Atrelado à tamanha variabilidade quali-quantitativa do escoamento superficial, Saed *et al* (2015) descreve as “cargas de choque” como o incremento repentino das concentrações em intervalos de tempo diferenciados ocasionado por eventos extremos de chuva, derrames acidentais de poluentes ou descargas ilegais. Desta forma, o termo “cargas de choque” foi aplicado no presente trabalho para designar as oscilações de concentração precisamente de nutrientes e de nível d’água as quais um sistema natural está susceptível.

3.4 ESCOAMENTO SUPERFICIAL E TÉCNICAS COMPENSATÓRIAS

Conforme Moura *et al.* (2009) o escoamento de águas pluviais urbanas é visto atualmente como um recurso. À exemplo citam-se o crescente número de estudos dentro da temática com o objetivo de aumentar a disponibilidade e a qualidade hídrica, aprimorar o conforto térmico e proporcionar habitats para o desenvolvimento de técnicas de tratamento que visem a exploração dos recursos ecológicos existentes, além de contribuir para aspectos estéticos e o desenvolvimento de espaços urbanos (NOVOTNY, 2010).

O movimento em direção ao desenvolvimento de cidades mais sustentáveis se deve em grande parte à aplicação da filosofia de um crescimento urbano inteligente, onde as cidades são mais sustentáveis e resilientes aos impactos negativos decorrentes da urbanização (SPIRIN, 2014).

A resposta tradicional para lidar com o escoamento da drenagem urbana é a construção de uma rede de drenagem conectada que apresenta como principal propósito o transporte dos efeitos dos eventos chuvosos para jusante. Tal metodologia não aborda o potencial de restauração dos processos naturais hidrológicos que são essenciais para o funcionamento saudável do ecossistema de captação (BRIERLEY & FRYIRS, 2009).

Neste sentido, as técnicas compensatórias colaboram para a utilização inteligente de recursos simples com o objetivo de amenizar tais impactos. Exemplos são bacias (reservatórios) de detenção ou retenção; valas de infiltração; jardins de chuva; telhados verdes; pavimentos permeáveis; *wetlands* construídos, entre outros (BAPTISTA, 2005).

Cordeiro Netto (2007) aborda dentre os princípios modernos de controle da drenagem, a importância de evitar a transferência dos impactos para jusante, e que uma ferramenta para isso seria a valorização das medidas não estruturais. Tanto mediadas estruturais quando não estruturais podem ser concebidas no âmbito da fonte, da microdrenagem e na macrodrenagem. As medidas associadas ao controle da fonte são direcionadas ao aprimoramento da infiltração por meio da instalação de pavimentos permeáveis, planos de infiltração e trincheiras, por exemplo, e ao amortecimento, através da construção de áreas de acumulação local. O escopo dos projetos envolvidos para a micro-drenagem envolvem a gestão interna da infiltração em áreas e praças públicas, e o armazenamento em banhados e retenções; já, a macrodrenagem, abrange o planejamento de espaços urbanos para a retenção e detenção.

Desta forma, como primeiro passo, é providencial o desenvolvimento de estudos que avaliem a funcionalidade dos sistemas específicos para cada parte dos sistemas de drenagem, para que como segundo passo, tais estratégias possam ser aplicadas de forma integrada, a fim de promover o intercâmbio de benefícios ao sistema como um todo, otimizando recursos, em prol da qualidade dos recursos hídricos urbanos.

3.5 ENGENHARIA ECOLÓGICA

A ecologia como um todo é percebida por diversos autores como uma disciplina integradora, que une os processos físicos, químicos e biológicos, servindo como ponte de ligação entre as ciências naturais e as ciências sociais (ODUM, 1977). Sua unidade funcional é o ecossistema (ODUM, 1977), que apresenta como característica chave, o funcionamento em conjunto entre os componentes bióticos e sua interação com o ambiente físico, gerando a partir desta condição, um fluxo de energia e uma ciclagem de materiais entre as partes vivas e não vivas, e pode também ser identificada como uma “expressão temporal da biodiversidade que se move ao longo de uma trajetória ecológica ao longo do tempo” (ODUM, 1977).

A partir do momento no qual o ser humano passou a atuar ativamente nos ecossistemas, foram registrados desequilíbrios nesses fluxos. Desta forma, a necessidade da conservação por meio do manejo da água, da terra e dos ecossistemas para satisfazer os valores humanos, vêm de encontro com a intersecção entre fundamentos da ecologia com a engenharia.

A combinação de disciplinas da ecologia e da engenharia com o intuito de resolver problemas ambientais é a essência da engenharia ecológica (MITSCH, 2014). A necessidade de intercâmbio entre as duas áreas de conhecimento foi intensificada ao longo dos anos por meio da percepção das lacunas que os métodos tradicionais perpetuavam.

A engenharia ecológica, portanto, têm como objetivo geral transformar a natureza para promover bens relacionados aos serviços e benefícios naturais (MITSCH & JORGENSEN, 2004). Em consonância, os dois objetivos primordiais da engenharia ecológica são (1) Restaurar ecossistemas que têm sido substancialmente perturbados pelas atividades humanas e (2) Desenvolver novos ecossistemas sustentáveis que tenham tanto valores humanos como ecológicos (MITSCH & JORGENSEN, 2004).

As técnicas aplicadas no campo de atuação da engenharia ecológica são baseadas na capacidade de auto-regulação e/ou auto-organização dos ecossistemas (ODUM, 1989), visto que as condições de trabalho são diversas, instáveis e variáveis. A ferramenta mais eficaz para isso é o uso de abordagens holísticas as quais estudam todos os componentes do sistema e não frações do todo, possibilitando a conectividade entre os diversos componentes do ecossistema. Neste sentido, a aplicação do conceito de “*bridging organizations*” (KAMPELMANN *et al.*, 2016) busca a aproximação de termos outrora isolados, a fim de encontrar interseções pouco exploradas, porém, extremamente eficazes na solução de problemas ambientais complexos, como os presentes em projetos que visem a sustentabilidade em cidades. Os autores enfatizam a necessidade de unir e contextualizar os termos entre as áreas de conhecimento, criando uma horizontalidade de informações, desta forma, auxiliam as diferentes partes interessadas a articular diferentes visões e expectativas com relação aos recursos ambientais e seu manejo.

Outro aspecto relevante é o apoio às fontes renováveis de energia, como a energia solar, que é a fonte primária de energia dos ecossistemas, e que por consequência, envolve menos custos. Kubiszewski (2017) discute a importância do dinamismo dos processos para a promoção da sustentabilidade em um ecossistema aquático. Logo, a concepção fundamental de um projeto de engenharia ecológica deve se focar nas estratégias e táticas necessárias para a condução do projeto, e não, em um produto ou resultado específico. É fundamental aprender a gerir as incertezas associadas à complexidade ecológica, visto que as diversas interações do ambiente natural ou seminatural irão se manifestar de forma gradual em termos de diversidade de habitat e diversificação de nichos (KUBISZEWSKI, 2016).

3.5.1 ECOTECNOLOGIA

Uma forma de se praticar a engenharia ecológica é por meio da ecotecnologia. Mitsch & Jorgensen (2004) apontam que o termo ecotecnologia pode ser considerado sinônimo de engenharia ecológica. Marques (1999) salienta que a consideração da natureza nas técnicas de projeto e operação é denominada ecotecnologia, de tal maneira que os humanos se tornem parceiros da natureza.

A ecotecnologia considera a manipulação de ambientes pelos seres humanos com a utilização de pouca energia, proporcionando o controle de ecossistemas onde a principal fonte de energia é natural e não tecnológica, visando o aumento da eficiência do sistema. Logo, desenvolve projetos para resolver problemas, reforçando os que funcionam, e manifesta-se como um gerador de oportunidade e um facilitador (MARQUES, 1999).

Straskraba (1993) descreve ecotecnologia como a concordância da gestão dos ecossistemas por meio da sua compreensão ecológica e aplicação de meios tecnológicos com o objetivo de minimizar os custos das medidas aplicadas individualmente e os malefícios ao meio ambiente. Também como a manipulação de organismos vivos associados a materiais de origem biológica com o intuito de solucionar impasses ambientais (CLEWELL & ARONSON, 2013). Por fim, a descrição encontrada em (TEAL, 1991 apud KANGAS, 2004), define como: “Uso de processos ecológicos, dentro de sistemas naturais ou imitações construídas dos sistemas naturais, para alcançar objetivos de engenharia”.

O tratamento de água em sistemas tipo *wetlands* construídos é uma “tecnologia verde”, por contemplar o uso de plantas (SHUTES, 2001). Segundo Brix (1998) apud Shutes (2001), diversos fatores presentes no processo devem ser considerados, antes que o mesmo possa ser considerado uma “tecnologia verde”, e não somente considerar a ocorrência ou não de plantas. Esse mesmo autor verificou os fatores como: a performance do tratamento em relação ao tipo de efluente; a robustez do sistema; a emissão de poluentes no ambiente; a produção de rejeitos; o potencial de reciclagem ou reuso; a energia consumida; o uso de produtos químicos; o total da área utilizada; o impacto ambiental; e por fim, os benefícios ao ambiente.

3.5.2 FITORREMEDIAÇÃO

A fitorremediação pode ser definida como a “limpeza” de poluentes mediada por plantas fotossintéticas. Tal limpeza é definida como a remoção, contenção, transformação ou retenção dos contaminantes de forma inofensiva ao meio ambiente (JOHNSTON *et al.*, 2000).

Um dos agentes de fitorremediação pode ser identificado por plantas superiores e algas (MARTINS, 2007). O uso de plantas para criar um ambiente físico adequado ao desenvolvimento de biofilmes compostos por bactérias e fungos com o objetivo de desintoxicação é também caracterizado por fitorremediação. Além disso, fitoplâncton e algas perifíticas podem ser instrumentos de remediação biológica em zonas húmidas.

O escopo da ação da fitorremediação se aplica aos processos biológicos, químicos e físicos, que sob influência da planta e dos microrganismos associados, auxiliam na remediação de substratos contaminados (CUNNINGHAM & BERTI, 1993). A aplicação de plantas para tratar efluentes tem sido praticada por cerca de 300 anos (HARTMAN, 1975), e a renovação deste interesse recebe influências dos avanços tecnológicos atrelados à busca de soluções inovadoras e economicamente viáveis.

A aplicação de macrófitas aquáticas para fins de fitorremediação, por exemplo, corrobora com a capacidade de sobrevivência das plantas e desenvolvimento em condições ambientais de degradação. Tal característica está intimamente associada ao seu rápido crescimento, sua alta absorção dos elementos disponíveis e uma elevada produção de biomassa (RODRIGUES *et al.*, 2016).

3.5.2.1 MACRÓFITAS AQUÁTICAS

Macrófitas são vegetais que apresentam adaptações morfológicas e/ou fisiológicas que sobrevivem e desenvolvem-se em ambientes saturados de água (THOMAZ, 2002). Weaner & Clements (1938) definem os organismos de forma genérica como plantas herbáceas que crescem na água, em solos cobertos ou saturados. A ocorrência deste tipo de vegetação é muito ampla, e para efeitos de identificação, foram classificadas em 5 grupos ecológicos de acordo com seu biótipo no ambiente aquático (Figura 3). As macrófitas aquáticas emersas encontram-se naturalmente enraizadas no sedimento com suas folhas expandindo para fora da água. Já as macrófitas aquáticas com folhas flutuantes são enraizadas no sedimento da mesma forma que as primeiras, no entanto suas folhas apresentam característica de flutuabilidade na superfície da água. Quanto às macrófitas aquáticas submersas, existem as enraizadas, as quais crescem totalmente debaixo d'água de modo fixo; e as submersas livres, as quais permanecem na sub-superfície da coluna d'água, porém estão susceptíveis à direção do fluxo de água. Por fim, existem as macrófitas aquáticas flutuantes, que flutuam livremente na superfície da água.

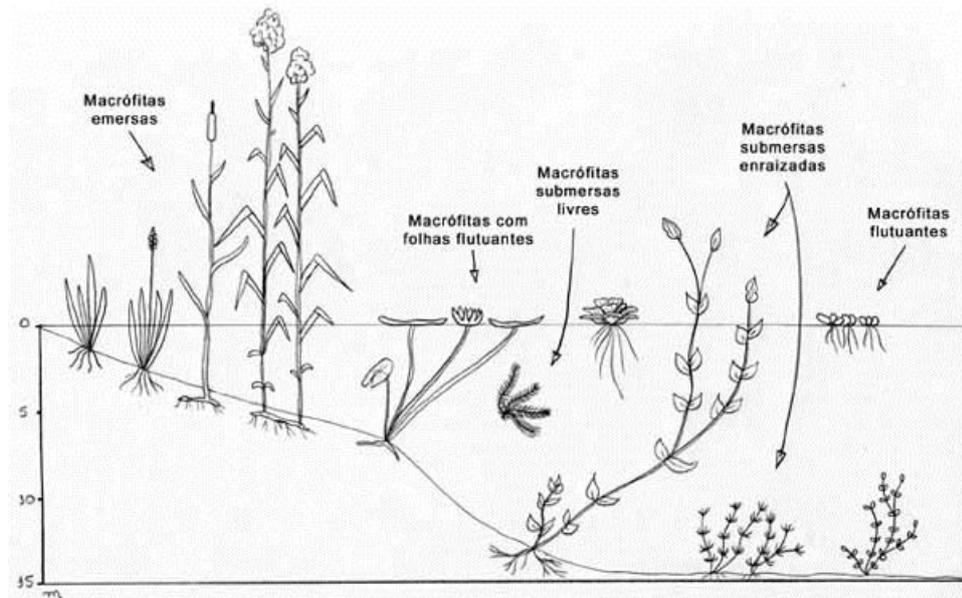


Figura 3. Tipologias de macrófitas aquáticas.

Fonte: (ESTEVES, 1998)

Com o aprimoramento dos estudos limnológicos, observou-se que as macrófitas aquáticas representam umas das principais comunidades produtoras de biomassa, e podem, conseqüentemente, interferir de diferentes maneiras na dinâmica do ecossistema. Pesquisas realizadas em regiões tropicais (HOWARD-WILLIAMS & JUNK, 1977) mostraram que as macrófitas representam uma das comunidades mais produtivas e que, através de sua atividade metabólica, são capazes de produzir grandes interferências no ambiente. Com vistas à essas características, é oportuno estudar o papel funcional destes organismos no ecossistema e sua aplicabilidade em técnicas compensatórias, referente aos serviços ecossistêmicos disponíveis de exploração.

Entre as funções das macrófitas são descritas por Marques (1999) a tomada de nutrientes, a transferência de oxigênio para o substrato (função com restrição), a sombra evitando crescimento de algas, e o desenvolvimento de raízes e de serapilheira servindo de suporte para crescimento de biofilme (MARQUES, 1999).

No mesmo sentido, Duarte (2002) verificou que os processos realizados pelas macrófitas são: sedimentação dos sólidos suspensos; liberação do oxigênio na zona das raízes; fornecimento de superfície para o desenvolvimento de biofilmes; proteção da superfície da água para reduzir o crescimento de algas; remoção e ciclagem de nutrientes; e promoção da vida selvagem e dos valores estéticos. Por exemplo, por meio da associação de macrófitas aquáticas com bactérias e algas ocorre a fixação de nitrogênio e produção de nitrogênio assimilável (BRISTOW, 1974).

Os benefícios ao meio ambiente atrelados às características das plantas aquáticas também foram descritos por Valentim (2003). Primeiramente em relação aos benefícios estéticos, as macrófitas podem funcionar como um biofiltro, implicando no controle da cor e do odor da água. Ademais, são efetivas controladoras de insetos, pois limitam o desenvolvimento de mosquitos e moscas por exemplo. Ao mesmo tempo, fornecem diversos nichos para o estabelecimento de outros artrópodes, controlando os insetos que ali se estabelecem. Dentro do aspecto de tratamento de efluentes, o crescimento vegetativo demanda nutrientes, característica interessante quando o objetivo é o tratamento da água residuária por meio do controle de eutrofização. Neste sentido, as plantas absorvem diversos elementos, e liberam oxigênio nas proximidades da raiz por meio de transporte devido às trocas de gases entre o aerênquima e a água. Tal processo é motivado pela diferença de solubilidade do oxigênio e do gás carbônico, o que resulta em diferentes gradientes de concentração no aerênquima, gerando o movimento dos gases (BRIX, 1994 apud VALENTIM, 2003). Desta forma, a simbiose entre a planta aquática e os microrganismos fixados às suas raízes e presentes no ambiente é sustentada de maneira efetiva (VALENTIM, 2003).

Typha domingensis Pers

As características gerais da *Typha domingensis* revelam uma macrófita perene, que apresenta extensão variável entre 1,10 e 3,00 metros de altura, além de folhas que passam, igualam ou não alcançam a inflorescência (HURRELL et al., 2004). Na Figura 4 é possível observar uma espécie da *Typha domingensis*, a qual é classificada como uma macrófita emergente de acordo com a Figura 3.



Figura 4. *Typha domingensis*

Fonte: Jardim Botânico UTAD

https://jb.utad.pt/especie/Typha_domingensis

As flores são pouco perceptíveis e unissexuais e se localizam em densas espigas terminais. O setor masculino fica na parte superior, e tem extensão de 10 a 28 centímetros de comprimento por 0,7 a 1,5 centímetros de largura. Também, pode ser separado por uma porção de raque (eixo central) do setor feminino, o qual possui de 12 a 43 centímetros de comprimento por 1,5 a 3,0 centímetros de largura, com formato cilíndrico e cor castanho escura (HURRELL *et al.*, 2004).

Nas plantas do gênero *Typha*, o desenvolvimento das raízes primárias, em geral, se dá por um curto período de tempo, sendo o sistema radicular formado pelas raízes que em geral se originam do caule e não de outra raiz, e formam um sistema radicular fasciculado (SILVA, 2014). Devido à sua alta adaptabilidade a ambientes estressantes, a *T. domingensis* Pers. pode ser empregada como espécies remediadora de águas e sedimentos contaminados por metais pesados e de águas com elevado pH e salinidade (SILVA, 2014).

Segundo Hurrell *et al.* (2004), a planta é cultivada em caráter ornamental, e suas fibras podem ser utilizadas na produção de cestos e artefatos de artesanato. Além disso, pode também ser empregada na construção de tetos e paredes, e na produção de papel. No campo da medicina popular pode ser aplicada como diurético e laxante suave, contra disenteria e gonorreia (HURRELL *et al.*, 2004). Os autores acrescentam que os índios macas se alimentam dos rizomas e com o pólen preparam tortas doces.

Schoenoplectus californicus (C.A.Mey.) Soják

Schoenoplectus californicus (Figura 5) é uma planta perene, com rizomas horizontais e caules aéreos em formato triangular, cor verde escuro, de 1 a 3 metros de altura (HURRELL *et al.*, 2004). Esta espécie é classificada como uma macrófita emergente de acordo com a Figura 3. As folhas são reduzidas às bainhas ou se desenvolvem apenas na base do caule e ficam dispostas em uma inflorescência pseudolateral, com direcionamento para baixo. Há também presença de folha modificada inferior rígida, que fica erguida e apresenta cerca de, de 1 a 5 centímetros de comprimento (HURRELL *et al.*, 2004). Ademais, apresenta fruto de 1,8 a 2,1 milímetros de comprimento por 1,3 a 1,8 milímetros de largura.

A verticalidade do *S. californicus* é garantida devido ao seu formato piramidal triangular e ao sistema lacunar das células do parênquima (CORSINO *et al.*, 2013).

De acordo com Hurrell *et al.* (2004), os caules aéreos possuem aplicação industrial, seja para produção de papel fino ou para o artesanato. As cinzas dos caules são empregadas na medicina popular para secar feridas.



Figura 5. *Schoenoplectus californicus*

Fonte: UFRGS – Floras do Brasil

http://www.ufrgs.br/fitoecologia/florars/open_sp.php?img=7876

3.5.3 SISTEMAS FLUTUANTES DE *WETLANDS* CONSTRUÍDOS

Um sistema flutuante de *wetland* construído (SFWC) é constituído por uma estrutura elaborada com um material flutuante, que abriga macrófitas emergentes e garante a flutuabilidade ao sistema (WERAGODA *et al.*, 2012). As plantas se desenvolvem encaixadas na matriz flutuante, e tal configuração expõe as raízes a uma área de contato com a coluna da água superior àquela encontrada em sua ocupação natural, isto é, enraizada nos sedimentos.

Desta forma, as plantas encontram-se em situação de vulnerabilidade no que diz respeito à arrecadação de nutrientes, logo, são forçadas a adquirir o alimento necessário para seu desenvolvimento através da coluna d'água. O sistema de raízes das plantas apresenta uma grande área superficial, propícia para absorção de nutrientes e de desenvolvimento de biofilme, situação que simula uma condição de *wetland* natural (LYNCH *et al.*, 2014).

Unindo as características de viabilidade para desenvolvimento de biofilme, acoplada à capacidade de aprisionamento de matéria particulada suspensa, fica claro o ponto chave do sistema de tratamento envolvido, que trabalha com o incremento das taxas de remoção de nutrientes e a conseqüente geração de biomassa (MELBOURNE WATER, 2005). Em outras palavras, é a combinação de uma rede de micróbios nas circunvizinhanças dos sistemas de raízes, mergulhada em uma superfície aquática rica em nutrientes que fornece subsídio para o consumo dos mesmos, o que satisfaz as necessidades da planta e fornece um serviço ecossistêmico para o meio.

Os sistemas construídos distinguem-se dos naturais por apresentarem fatores ambientais que podem ser controlados por meio da gestão dos processos naturais que ocorrem nestes

sistemas (DUARTE, 2002). Desta forma, a aplicação de sistemas construídos é indicada para tratamento de efluentes industriais e urbanos (SAKADEVAN; BAVOR, 1999), em comunidades rurais (COLEMAN *et al.*, 2001), para tratamento de águas de abastecimento público (SALATI, 2003) e para tratamento do escoamento superficial (BORNE, 2014; BORNE *et al.*, 2013).

Com vistas à aplicabilidade das macrófitas em *wetlands* construídos, as espécies selecionadas devem apresentar uma série de características. A primeira delas abrange o manejo facilitado e a tolerância a ambientes aquáticos impactados, seja por nutrientes ou outros constituintes, como segunda característica, a macrófita deve apresentar crescimento acelerado, o que está atrelado à sua capacidade de incorporação de nutrientes (terceira característica). Ademais, é possível agrupar o valor econômico, a utilidade pós-colheita, a aparência esteticamente agradável em uma última categoria de característica.

O sistema pode apresentar vantagens específicas no que tange o abatimento de nutrientes do *runoff* urbano acoplado às bacias de retenção de água da chuva. Borne *et al.*, 2013; Winston *et al.*, 2013 defendem a aplicação do sistema flutuante de *wetlands* construídos como uma alternativa de otimização no que diz respeito ao tratamento que uma bacia de retenção pode oferecer. Entre as características do sistema, os autores apontam a eliminação da necessidade de área adicional para um polimento da qualidade da água da bacia de retenção, logo o sistema como um todo é aprimorado no ponto da eficiência do tratamento da qualidade da água, além de não prejudicar o volume de armazenamento necessário para a manutenção da função da bacia de retenção, devido à sua característica de flutuabilidade. Além disso, os autores apontam um benefício termal por fornecer sombra à coluna da água. Em contraste com as *wetlands* construídas tradicionais, variações abruptas no nível d'água não são uma preocupação nos sistemas flutuantes devido à sua funcionalidade baseada na flutuabilidade (TANNER & HEADLEY, 2011). Complementarmente, Wang *et al.* (2014) aponta benefícios estéticos agregados aos princípios de tratamento do sistema.

No que diz respeito aos efeitos da exposição dos *wetlands* construídos às cargas de choque, para a remoção de fósforo, Borne (2014) sugere que os principais processos envolvidos são os processos de sorção, de aprisionamento em raízes e de decantação. Os mecanismos de remoção de nitrogênio nestes sistemas, por outro lado, são a assimilação e a desnitrificação (JAYAWEERA & KASTURIARACHCHI, 2004). O Departamento de Proteção Ambiental da Flórida atribuiu um crédito de tratamento de 12% para os sistemas flutuantes de *wetlands* construídos para o alcance dos objetivos de redução de fontes de nutrientes (CHANG *et al.*, 2012).

Estudo realizado por Weragoda *et al.*, (2012), em ambiente tropical, apontou para uma faixa de 90% de remoção de fósforo total e de 80% de remoção para nitrogênio total em um sistema flutuante de *wetlands* construídos. No que diz respeito ao carbono orgânico total, não foram contabilizadas eficiências de remoção para este estudo. Saeed *et al.* (2016) contabilizou influências da variação climática em um sistema flutuante de *wetlands* construídos em Bangladesh, com o uso das espécies de macrófitas *Phragmites australis* e *Canna indica*. Neste estudo, foram contabilizados 50,2% e 76% de remoção média para fósforo e nitrogênio total, respectivamente. Ademais, Tanner & Headley, (2011) apresentaram uma faixa de remoção de fósforo total entre 30% e 60%, e 65% para estudo realizado por Stefani *et al.*, (2011).

Apesar da configuração simples e da facilidade de estabelecimento do sistema, os pesquisadores relatam que representa uma abordagem altamente eficaz para melhorar a qualidade do efluente testado (IJAZ *et al.*, 2015). O sistema como um todo, acompanhado de sua aplicação, transcende os paradigmas de *design* tradicionais, pois faz uso de macrófitas aquáticas em harmonia com processos microbiológicos podendo ser interpretada como uma técnica de engenharia ecológica que visa atingir redução de nutrientes como seu objetivo primordial (WHITE & COUSIN, 2013).

4 METODOLOGIA

O trabalho foi dividido em três fases (Figura 6). A primeira refere-se à concepção da unidade experimental e à seleção das macrófitas a serem utilizadas no sistema flutuante de *wetland* construído. A segunda fase foi identificada como “etapa de adaptação”, na qual se avaliou o estabelecimento e fixação das plantas coletadas em campo em sua nova configuração artificial. Nesta fase, foram avaliadas as concepções do experimento, e analisados o comportamento da eficiência de remoção frente a três concentrações distintas. A terceira etapa, denominada como “etapa de carga de choque”, permitiu a avaliação do sistema sob a influência de efluente com concentrações 2 vezes superiores ao empregado no terceiro efluente da fase de adaptação. A partir desta nova configuração, foram avaliadas as respostas do sistema frente a este estresse ambiental, em diferentes intervalos de tempo, frente às características climáticas do período, tendo como objetivo a percepção do comportamento de ambas as espécies utilizadas e suas respectivas eficiências de remoção.

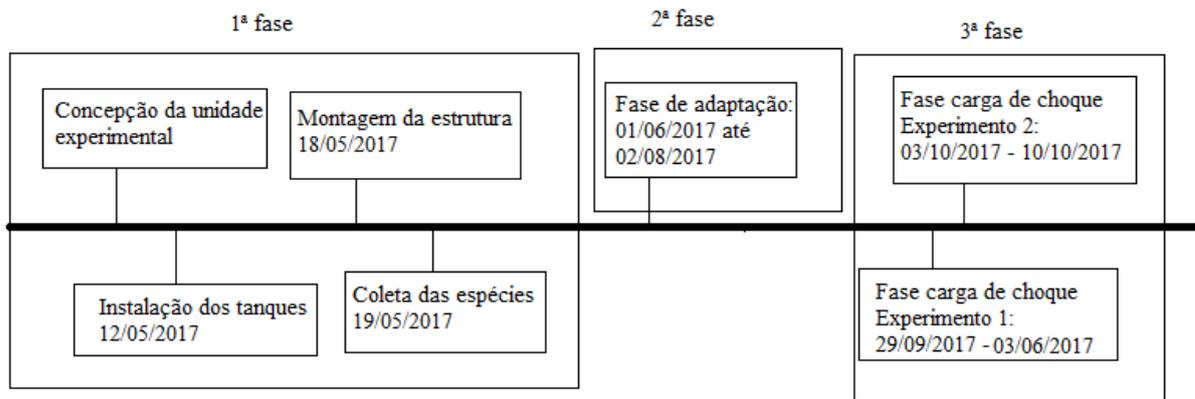


Figura 6. Linha do tempo da metodologia do trabalho

No Quadro 4 estão dispostas as atividades envolvidas no processo da metodologia do trabalho e suas respectivas metas.

Quadro 4. Compilação de atividades e metas do Trabalho de Conclusão de Curso

Atividade	Meta
Seleção de espécies de macrófitas	Coleta em campo.
Montagem do experimento	Montar o experimento em mesocosmos com duas réplicas por tratamento.
Caracterização do efluente sintético	Definir o efluente a ser utilizado no sistema, o regime de operação e a caracterização dos parâmetros de qualidade da água.
Monitoramento dos parâmetros de qualidade da água	Realização de monitoramento periódico dos parâmetros de qualidade da água do sistema. Medições de parâmetros <i>in situ</i> Análises físico-químicas laboratoriais
Integração dos dados	Análises estatísticas, correlações e cálculo de eficiência.

4.1 UNIDADE EXPERIMENTAL

Para avaliar a aplicabilidade de macrófitas nativas em um sistema flutuante de *wetlands* construídos foi montado um experimento em mesocosmos no Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) (Figura 7 e Figura 8). Para definição do local de instalação dentro do IPH foram considerados diversos critérios. Primeiramente, buscou-se um local com diferença topográfica natural para a instalação do reservatório que iria conter o efluente sintético e abastecer por gravidade os tanques dos tratamentos do experimento. O segundo critério foi a incidência solar, em vista da viabilidade do processo fotossintético das plantas. O terceiro e influenciador critério da tomada de decisão foi a logística, por levar em conta os procedimentos de análises semanais e o transporte de frascaria e de equipamento para monitoramento de parâmetros *in situ*.



Figura 8. Vista a partir do reservatório da unidade experimental de um sistema flutuante de *wetland* construído em mesocosmos no IPH/UFRGS (25 de maio de 2017)



Figura 7. Vista frontal da unidade experimental de um sistema flutuante de *wetland* construído em mesocosmos no IPH/UFRGS (23 de agosto de 2017)

O experimento é composto de um reservatório de 800 litros de capacidade, 6 tanques de 130 litros, sendo que 4 foram utilizados na fase de adaptação, e o total dos 6 na fase de cargas de choque. Os tanques os quais abrigam as macrófitas aquáticas são protegidos de precipitações e da radiação solar direta por meio de material de recobrimento para estufas. A estrutura flutuante foi cedida pela empresa Ecotelhado de Porto Alegre - RS. A estrutura é formada por módulos encaixáveis com as dimensões de 40cm x 40cm, sendo composta por material plástico rígido de polipropileno reciclado e flutuadores de polietileno. Em decorrência destas características, a estrutura não possui meio de crescimento e a fonte de nutrientes provém exclusivamente do efluente sintético. Para o experimento foram utilizados um módulo e meio para cobrir completamente a área superficial dos tanques. As dimensões finais das estruturas foram de 40cm x 60cm. Na estrutura flutuante de cada tanque foram plantadas 12 mudas de forma intercalada, conforme ilustrado nas Figura 9 até Figura 12.



Figura 9. *Typha domingensis* em 25 de maio de 2017



Figura 10. *Schoenoplectus californicus* em 25 de maio de 2017



Figura 11. *Typha domingensis* em 23 de agosto de 2017



Figura 12. *Schoenoplectus californicus* em 23 de agosto de 2017

4.2 SELEÇÃO DAS PLANTAS

Com relação à distribuição geográfica, pode-se considerar que as macrófitas aquáticas de um modo geral apresentam distribuição cosmopolita. Somente alguns gêneros e, às vezes, algumas famílias têm distribuição mais restrita. Entre as macrófitas emergentes foram selecionadas duas: *Typha domingensis* Pers. e *Schoenoplectus californicus* (C.A.Mey.) Soják, as quais são consideradas nativas, não-endêmicas e possuem ocorrência confirmada no Sul do Brasil (Figura 13 e Figura 14). A seleção de ambas as espécies foi baseada na sua origem, no potencial de reprodução e crescimento, na aplicabilidade em fitorremediação, além da potencial aplicação comercial.



Figura 13. Distribuição de *Typha domingensis* no território brasileiro.

Fonte: BOVE, 2015



Figura 14. Distribuição de *Schoenoplectus californicus* no território Brasileiro.

Fonte ALVES *et al.*, 2015

As espécies foram coletadas no dia 19 de maio de 2017. *Schoenoplectus californicus* foi coletado na margem do Guaíba enquanto *Typha domingensis* Pers. foi coletada em uma área úmida no campus do Vale – UFRGS. No mesmo dia da coleta, as plantas foram transportadas para o local do experimento, onde foram instaladas na estrutura flutuante (Figura 15 e Figura 16).



Figura 15. *Schoenoplectus californicus* coletado nas margens do Lago Guaíba, RS.



Figura 16. *Typha domingensis* coletada em área úmida do Campus do Vale, UFRGS.

4.3 DADOS CLIMATOLÓGICOS

Os dados climatológicos foram adquiridos no banco de dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Foi selecionada a estação automática do município de Porto Alegre (-30°05'35'' S e -51°17'47'' L). Por serem os principais influenciadores da fotossíntese e dos mecanismos microbiológicos, foram selecionados dados de temperaturas (instantânea, mínima e máxima) e de radiação solar e foram calculadas as médias diárias para as datas dos experimentos da etapa de carga de choque (29/09/2017 até 03/10/2017 e 03/10/2017 até 10/10/2017). A compilação foi feita no Software *Excel*, com a produção de gráficos a fim de observar possível variabilidade climatológica.

4.4 EFLUENTE SINTÉTICO

O efluente de entrada é uma solução sintética de nutrientes composta por: $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$; KNO_3 ; $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$; MgSO_4 ; CuSO_4 ; ZnSO_4 ; MnSO_4 ; H_3BO_3 ; $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24}$; FeDTPA . A proporção dos reagentes utilizados foi adaptada da solução de cultivos hidropônicos de Furlani *et al.* (1999), cuja proporção dos nutrientes essenciais é baseada na formulação de Hoagland & Arnon (1938) conforme Resh (1996). Essa formulação, e suas variações, é a base dos fertilizantes comerciais disponíveis para hidroponia, os quais foram

aplicados para elaborar os efluentes sintéticos usados em testes de sistemas flutuantes de *wetlands* (TANNER & HEADLEY, 2011; ZHANG *et al.*, 2014).

A água utilizada para a solução é água tratada para consumo. Segundo Furlani *et al.* (1999), há algumas restrições quanto a qualidade da água utilizada, relativas aos cloretos e sulfatos. A utilização da solução sintética de nutrientes visa o maior controle das condições de entrada, minimizando a influência da variabilidade que ocorreria com a utilização de águas de drenagem ou efluentes domésticos. Durante a fase de adaptação, foram utilizadas três proporções diferentes para o preparo da solução sintética de nutrientes. Na solução 1 foram mantidas as mesmas quantidades utilizadas em cultivos hidropônicos (FURLANI *et al.*, 1999). Na solução 2 aplicou-se uma diluição de 10 vezes e na solução 3 foi aplicada uma diluição de 30 vezes, sobre as quantidades iniciais

Tabela 1. Proporções dos reagentes para o preparo da solução sintética de nutrientes para as fases de adaptação e carga de choque.

		Quantidade para preparo de 1000L de solução			
		Solução 1	Solução 2	Solução 3	Solução 4
Fórmula química	Nomenclatura	Quantidade para 1000L (g)	Quantidade para 1000L (g)	Quantidade para 1000L (g)	Quantidade para 1000L (g)
Ca(NO ₃) ₂	Nitrato de Cálcio	750,00	75,00	25,00	50,00
KNO ₃	Nitrato de Potássio	500,00	50,00	16,667	33,00
NH ₄ H ₂ PO ₄	Fostato monoamônio	150,00	15,00	5,00	10,00
MgSO ₄	Sulfato de Magnésio*	395,00	39,50	13,167	26,00
CuSO ₄	Sulfato de Cobre	0,15	0,015	0,005	0,01
ZnSO ₄	Sulfato de Zinco	0,50	0,05	0,017	0,033
MnSO ₄	Sulfato de Manganês	1,50	0,15	0,05	0,10
H ₃ BO ₃	Ácido bórico	1,50	0,15	0,05	0,10
(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄	Molibdato de Amônio	0,15	0,015	0,005	0,01
FeDTPA (mL)	Rexolin**	2,003	2,3	0,767	2,00

Fonte: Furlani et al. (1999).

*Quantidade recalculada porque no fertilizante KNO 3 havia Mg e S, ambos a 1%.

** Quantidade de Ferro recalculada para ajustar a mesma concentração utilizada por Furlani et al. (1999). Quantidade em volume (mL).



Figura 17. Preparação do efluente sintético.



Figura 18. Preparação do efluente sintético, adição de FeDTPA.

4.5 ANÁLISES FÍSIO-QUÍMICAS

4.5.1 ANÁLISES LABORATORIAIS

Na Tabela 2 encontram-se as análises físico-químicas realizadas em laboratório e os respectivos métodos de análise. As análises em laboratório foram: fósforo total, ortofosfato, nitrogênio total, carbono orgânico total, clorofila-*a* e feofitina. O pH foi medido imediatamente após a coleta, e em laboratório, também foram medidos turbidez e cor. Os procedimentos analíticos foram realizados no Laboratório de Saneamento do Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Tabela 2. Relação dos parâmetros laboratoriais e respectivos métodos de análise

Parâmetro	Método e/ou Equipamento
Fósforo total	Stannous Chloride Method 4500P-D (APHA, 1998)
Ortofosfato	Stannous Chloride Method 4500P-D (APHA, 1998)
Nitrogênio total	TNM-1 Shimadzu
Carbono orgânico total	TOC-CPN Shimadzu
Clorofila-<i>a</i>	Wetzel & likens (1991)
Feofitina	Wetzel & likens (1991)
Cor	Equipamento Digimed-DM- COR
Turbidez	Equipamento Hach-2100N
pH	Equipamento Denver UB-10

4.5.2 ANÁLISES *IN SITU*

A avaliação dos parâmetros físico-químicos se deu pela medição de parâmetros *in situ* do efluente de entrada e saída. Foram medidos: temperatura, condutividade, oxigênio dissolvido e potencial redox (Sonda YSI-Professional Series) (Figura 19).



Figura 19. Utilização de sonda multiparâmetros YSI – Professional Series para aferição de parâmetros *in situ*.

4.6 ETAPA ADAPTAÇÃO

A etapa de adaptação foi realizada de modo a expor o sistema flutuante de *wetland* construído durante 3 semanas em cada concentração de efluente sintético (S1, S2 e S3) (Tabela 3). Os tanques funcionaram em sistema de batelada, com frequência de enchimento semanal. Foram avaliadas a entrada e a saída para duas réplicas de cada espécie, *S. californicus* e *T. domingensis*. Durante essa etapa, cada tanque funcionou com lâmina d'água de 20 centímetros e volume de 50 litros.

Tabela 3. Períodos de exposição aos respectivos efluentes sintéticos na fase de adaptação do experimento.

Solução	Período
S1	01 de junho a 14 de junho de 2017
S2	22 de junho a 06 de julho de 2017
S3	20 de julho a 02 de agosto de 2017

4.6.1 PROCEDIMENTO AMOSTRAL

No dia anterior ao início da batelada, o procedimento inicial foi esvaziar o reservatório com sifão e realizar limpeza do mesmo. Após, foi realizado o enchimento do reservatório com água de consumo, até 80% do volume necessário, é importante realizar este procedimento

cerca de 24 horas antes do experimento, para reduzir a concentração de cloro presente na água de consumo.

No dia 1 do experimento, inicia-se o procedimento pela dissolução dos componentes do efluente sintético em ordem estipulada por Furlani *et al.* (1999), em sequência, completa-se o volume final necessário para o atendimento dos 4 tanques (280 litros). Ao fim da distribuição do efluente sintético por gravidade, é coletada 1 amostra por tanque, totalizando um total de 4, a fim de caracterizar a entrada para cada tratamento. Por meio de sonda, são medidos os parâmetros *in situ* (item 4.5.2). As amostras coletadas foram armazenadas em caixas térmicas, e condicionadas em sacos plásticos pretos. Em laboratório o procedimento inicial é a medição de turbidez, cor e pH, além de filtração com fibra de vidro para posterior análises citadas no item 4.5.1. Decorridos 7 dias, 1 amostra de cada tanque é coletada novamente, e são aferidos os mesmos parâmetros *in situ*, além de mesmo procedimento laboratorial, com o objetivo de caracterizar a saída. Limpam-se os tanques, e o reservatório e dá-se início o mesmo procedimento para nova batelada.

4.7 ETAPA “CARGAS DE CHOQUE”

O experimento foi realizado em regime de batelada, com intervalo de duração total de 7 dias. São duas as principais etapas, a variação do nível d’água nos tanques e o aumento da concentração do efluente, que definem a carga de choque. Conforme mencionado, esta fase tem por objetivo simular uma onda de cheia ao sistema. A fim de comparar os efeitos da ausência e da presença da estrutura flutuante, foram adicionadas duas réplicas de controle, por meio da adição de dois tanques de 130 Litros. O experimento teve duas repetições, a primeira entre os dias 29 de setembro a 03 de outubro de 2017, e a segunda entre os dias 03 a 10 de outubro de 2017.

4.7.1 PROCEDIMENTO AMOSTRAL

Semanalmente a batelada era iniciada na terça-feira, com o desenvolvimento do efluente sintético (solução 3) citado na Tabela 1. Realizada coleta e aferições de campo iniciais padrão, o sistema era então exposto por 24 horas a esta concentração. No dia seguinte, após coleta e medição de parâmetros, o efluente dos tanques era descartado, e novas concentrações, referidas como cargas de choque (solução 4) na Tabela 1 eram introduzidas nos 6 tanques, com elevação do nível da água de 20 centímetros para 40 centímetros. A partir deste momento, em 2 horas e em 4 horas, foram realizadas coletas, com o objetivo de quantificar o comportamento das concentrações do efluente frente a tal configuração. Ao final das 4 horas,

foi realizada redução do nível para 20 cm, e dado seguimento à exposição dos 6 dias restantes da batelada, com coleta final na terça-feira seguinte.

4.8 INTEGRAÇÃO DOS DADOS

Como primeira medida de interpretação dos resultados, os dados foram compilados e agrupados em planilhas, conforme o parâmetro de análise, o experimento, e a etapa do experimento. Desta forma, foram elaborados gráficos, a fim de promover uma descrição visual do comportamento geral dos resultados. A partir desta organização, foram calculadas as eficiências de remoção. A eficiência de remoção é uma das principais ferramentas aplicadas para interpretação da performance destes sistemas. Pode ser calculada como a porcentagem da redução da concentração em comparação com a concentração do efluente inicial (BORNE *et al.*, 2013; DE STEFANI *et al.*, 2011; LI *et al.*, 2011).

O segundo agrupamento de resultados permitiu a avaliação estatística do comportamento dos dados e suas respectivas significâncias de variabilidade. Para tanto, os dados foram submetidos a uma Análise de Variância (ANOVA *One way*) desenvolvida no *Software Statistica*. Ainda no referido *software*, foi aplicada a Análise de Correlação entre os todos os resultados físico-químicos descritos no item 4.5 com o intuito de indicar como duas variáveis variam conjuntamente. Esta análise providencia um indicador que atende à necessidade de estabelecer a existência ou não de uma relação entre essas variáveis sem que para isso, seja preciso o ajuste de uma função matemática. Para esta etapa foi utilizado o coeficiente de correlação de *Spearman*, que é a medida estatística denominada “não-paramétrica”, logo não apresenta aplicação restritiva referente ao tipo de distribuição da amostra. Foram também testadas as significâncias, para comprovar se os resultados podem ser considerados estatisticamente diferentes de zero. O intervalo de confiança adotado foi de 95%.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 UNIDADE EXPERIMENTAL

Em aspectos gerais, a estrutura flutuante utilizada desempenhou a função de suportar as macrófitas aquáticas. A principal limitação observada foi o estabelecimento das plantas em posição vertical, em detrimento do regime de ventos. Por apresentar estrutura rígida, foi necessária a utilização de contrapesos, a fim de manter a verticalidade das plantas no caso da *Typha domingensis*. Os contrapesos foram necessários nas réplicas de *Schoenoplectus*

californicus a fim de promover a submersão das raízes na água, visto que esta espécie apresentou desenvolvimento de raízes inferior a *T. domingensis*.

No que diz respeito à cobertura total da superfície d'água, armazenada nos tanques em função da presença da estrutura flutuante, os tratamentos encontraram-se menos susceptíveis, às perdas de água através da evaporação. No entanto, em decorrência da presença das macrófitas, a perda d'água pode ter sido influenciada pela transpiração. Marques (1999) afirma que para as macrófitas emergentes, a transpiração pode variar de 1,3 a 3,5 vezes a taxa de evaporação de uma superfície livre adjacente. O processo pode ser influenciado pela variação de temperatura ambiente e da radiação solar, no qual, por meio da abertura dos estômatos, a planta regula sua temperatura e respiração. No entanto tais perdas por evaporação e/ou por transpiração não foram quantificadas no estudo e apresentam apenas uma descrição qualitativa do acompanhamento dos experimentos.

5.2 ETAPA DE ADAPTAÇÃO

O principal objetivo desta etapa, referente à promoção de condições adequadas para o desenvolvimento das raízes de ambas as espécies de macrófitas aquáticas dentro do sistema flutuante de *wetland* construído foi verificado.

Conforme Ansola *et al* (2003), as macrófitas aquáticas necessitam de um período para se adaptarem às condições do novo habitat. O cumprimento desta etapa, e consequente emissão de novo brotos pelas plantas, encaminham um bom desempenho para a remoção de nutrientes.

Desta forma, o período de 9 semanas de adaptação foi considerado suficiente para observar tal desenvolvimento. Além disso, o acompanhamento semanal promoveu o início da observação de cunho crítico referente ao desempenho comparativo entre *S. californicus* e *T. domingensis*.

5.2.1 DESEMPENHO DAS PLANTAS

Typha domingensis demonstrou um desenvolvimento das raízes superior a *Schoenoplectus californicus*. Na Figura 20 e na Figura 21 encontram-se os valores médios aferidos por meio de medição com fita métrica. Isso pode estar relacionado às características do sistema radicular fasciculado de *T. domingensis*, além da sua reconhecida capacidade de adaptação à diversas condições ambientais (WERAGODA *et al.*, 2012). Por outro lado, *S. californicus*, além de registrar um crescimento inferior, apresentou um elevado número de mudas que não conseguiram se adaptar e foram retiradas da estrutura (Figura 22). Supõe-se

que a dificuldade de sobrevivência do *S. californicus* esteja relacionada com a incompatibilidade de características da estrutura e as necessidades da espécie.

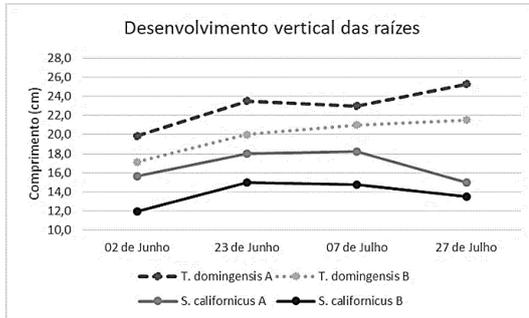


Figura 20. Desenvolvimento vertical médio das raízes de *Schoenoplectus californicus* e *Typha domingensis* no período de 02 de junho a 27 de julho de 2017

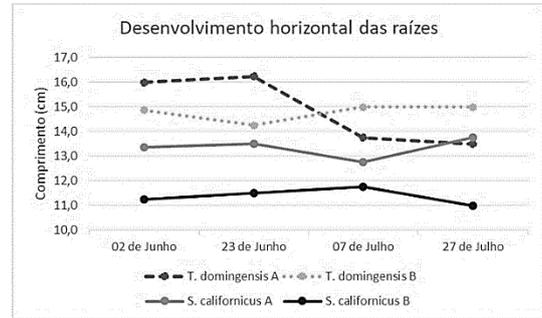


Figura 21. Desenvolvimento horizontal médio das raízes de *Schoenoplectus californicus* e *Typha domingensis* no período de 02 de junho a 27 de julho de 2017



Figura 22. Exemplo de muda de *Schoenoplectus californicus* não desenvolvida e removida do estudo.

O retrato das diferenças de desenvolvimentos de raízes entre espécies e o comparativo de crescimento em um mesmo intervalo de tempo podem ser observados nas Figura 23, Figura 24, Figura 25 e na

Figura 26.



Figura 23. *Schoenoplectus californicus* em 29 de junho de 2017



Figura 24. *Schoenoplectus californicus* em 08 de agosto de 2017



Figura 25. *Typha domingensis* em 29 de junho de 2017



Figura 26. *Typha domingensis* em 08 de agosto de 2017

No dia 02 de junho, uma semana após a poda das mudas, 19 das 24 mudas de *T. domingensis* possuíam brotos. Enquanto que em *S. californicus* apenas 8 das 24 mudas apresentavam brotos. No dia 23 de junho foram substituídas 3 mudas de *T. domingensis* e 5 mudas de *S. californicus*, que não possuíam brotos, por mudas reservas. Ao final da batelada, dia 27 de julho, foram retiradas todas as mudas que morreram no *S. californicus*. Logo, cada réplica passou a ter 8 mudas ao invés das 12 iniciais. Já em *T. domingensis* continuou-se com as 12 mudas, o que comprova sua melhor adaptação.

Foram utilizadas 12 mudas por 0,28m² de área superficial, resultando em aproximadamente 42 mudas/m². Em comparação a outros estudos similares (Tabela 4) a densidade está alta, contudo, a capacidade de flutuação da estrutura utilizada neste estudo

permitiu essa aplicação. A forma de plantio intercalada visou a propagação dos brotos e rizomas nos espaços vazios, o que aconteceu com o passar do tempo, com as duas espécies, porém de modo mais rápido com a *T. domingensis*.

Tabela 4. Comparativo bibliográfico das espécies e densidades aplicadas em estudos com macrófitas emergentes.

Referência	Espécies	Densidade (plantas/m ²)	Local
Zhang <i>et al.</i> (2014)	<i>Canna generalis</i> ; <i>Scirpus validus</i> ; <i>Alternanthera philoxeroides</i> ; <i>Cyperus alternifolius</i> ; <i>Thalia geniculata</i>	20	China
Lynch <i>et al.</i> (2015)	<i>Juncus effusus L.</i>	27	Estados Unidos
Saeed <i>et al.</i> (2016)	<i>Phragmites australis</i> ; <i>Canna indica</i>	4	Bangladesh
Weragoda <i>et al.</i> (2012)	<i>Typha angustifolia</i> ; <i>Canna iridiflora</i>	10	Sri Lanka

Ficou evidenciada a característica particular no desenvolvimento das raízes para cada espécie. Além da relação estrutura-espécie, o crescimento das raízes pode estar relacionado às características individuais das plantas, como por exemplo, a área necessária para a absorção dos nutrientes para seu desenvolvimento.

5.2.2 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS

Na Tabela 5 constam os resultados médios de parâmetros que caracterizam o status qualitativo das soluções. A condutividade elétrica aponta a maior diferenciação dos efluentes devido às proporções distintas de compostos catiônicos a aniônicos. Observa-se uma diminuição de cerca de 6 vezes da solução 1 para a solução 2 e de cerca de 11 vezes da primeira solução para a terceira. A temperatura mínima registrada para o efluente foi de 10,30°C e a máxima de 18,90°C.

Tabela 5. Resultados médios de parâmetros físicos e químicos para o período da etapa de adaptação (01 de junho a 22 de agosto de 2017)

Variáveis	Solução sintética		
	1	2	3
Temperatura (°C)	16,33	15,96	16,22
pH	5,89	5,85	6,45
Condutividade (µs/cm)	1644,9	265,5	147,2
OD (mg/L)	8,31	8,56	8,4

Em decorrência do sistema radicular das plantas ser aeróbio, é necessário manter as concentrações de oxigênio em níveis adequados para impedir seu apodrecimento. Tal processo é garantido pelas próprias macrófitas, que proporcionam a oxigenação da zona da raiz, (STOTTMEISTER *et al.*, 2003). O mesmo autor descreve que tal transferência de gases é viabilizada por meio da diferença de pressão entre a parte superior da planta e a parte da raiz, a qual provoca uma pressão negativa devido ao consumo de oxigênio, ao compasso em que a região foliar exerce uma pressão positiva devido à produção (mecanismo de fotossíntese). Monteiro (2009) faz uso da afirmativa da existência de uma relação positiva entre a liberação de oxigênio, intensidade da luz e o tamanho das frações novas da zona de raiz das macrófitas, as quais são mais vulneráveis ao transporte de oxigênio dissolvido.

5.2.3 ESTATÍSTICA DESCRITIVA DA DINÂMICA DOS PARÂMETROS

Em termos gerais, *T. domingensis* demonstrou melhor desempenho na remoção tanto de fósforo como de nitrogênio, em relação ao *S. californicus*. Também, na maioria dos registros, as menores eficiências foram registradas durante o período de aplicação da solução 2, período que coincide com as menores temperaturas e menores períodos de insolação.

Fósforo total

Ambas as espécies apresentaram tendências similares referente ao comparativo das entradas e saídas para o parâmetro fósforo total (

Figura 27 e

Figura 28). Ressalta-se, que *T.domingensis* em geral foi mais efetiva na remoção de fósforo total na Solução 1.

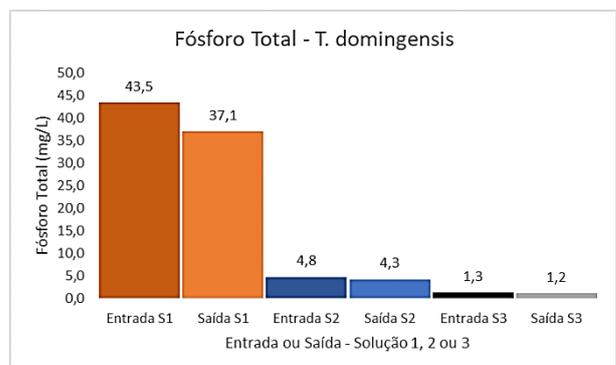
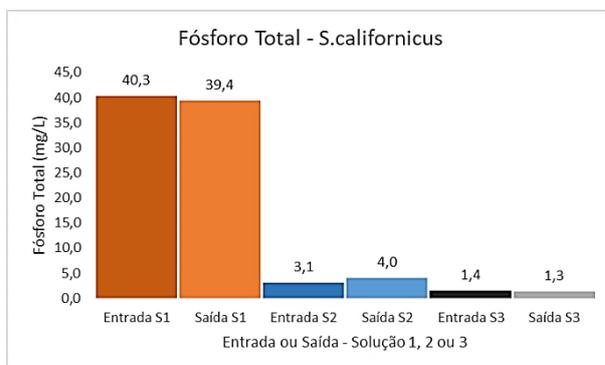


Figura 27. Concentrações médias de Fósforo total para *Schoenoplectus*

Figura 28. Concentrações médias de Fósforo total para *Typha domingensis* nos

***californicus* nos efluentes sintéticos de entrada e saída da fase de adaptação (01 de junho a 02 de agosto de 2017)**

efluentes sintéticos de entrada e saída da fase de adaptação (01 de junho a 02 de agosto de 2017)

Nitrogênio Total

No que diz respeito ao nitrogênio total, foram registrados comportamentos distintos na situação de efluente de hidroponia, onde apenas *T. domingensis* demonstrou redução de concentração na avaliação final (Figura 30), o resultado para *S. californicus* consta na Figura 29. Em contrapartida, ambas as espécies demonstraram desempenho similar quando em contato com a Solução 2 e com a Solução 3.

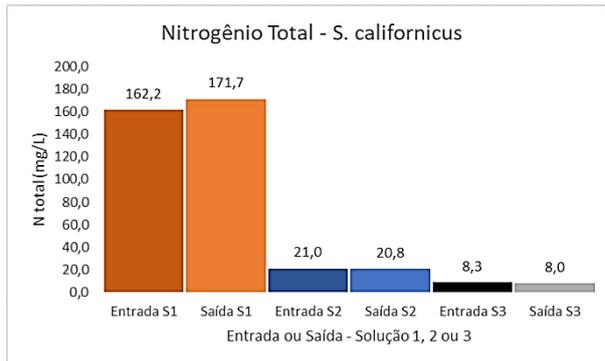


Figura 29. Concentrações médias de Nitrogênio total para *Schoenoplectus californicus* nos efluentes de entrada e saída da fase de adaptação (01 de junho a 02 de agosto de 2017)

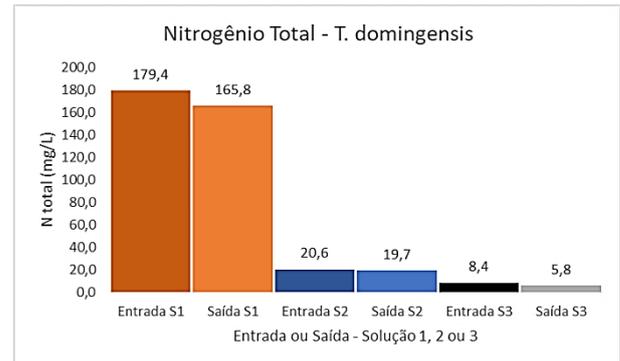


Figura 30. Concentrações médias de Nitrogênio total para *Typha domingensis* nos efluentes de entrada e saída da fase de adaptação (01 de junho a 02 de agosto de 2017)

Carbono Orgânico Total

Em relação ao carbono orgânico total os padrões encontrados são os seguintes para cada espécie (Figura 31 e Figura 32). Houve diminuição da concentração durante a aplicação das concentrações maiores (Solução 1), diminuição da concentração durante a aplicação da Solução 2 para os tratamentos com *S. californicus*, e constância para *T. domingensis*. Quanto ao efluente contendo a Solução 3, *S. californicus* não demonstrou alterações médias de concentração, e *T. domingensis* demonstrou sutil elevação.

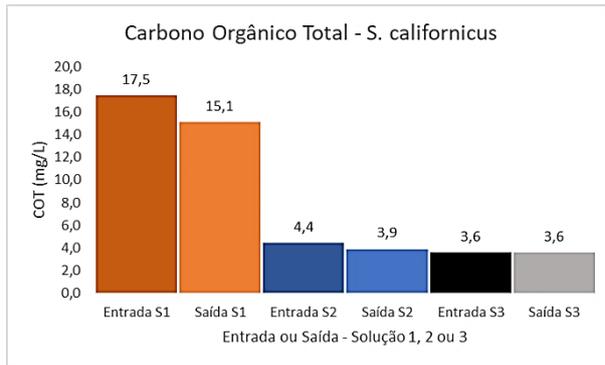


Figura 31. Concentrações médias de Carbono Orgânico total para *Schoenoplectus californicus* nos efluentes de entrada e saída da fase de adaptação (01 de junho a 02 de agosto de 2017)

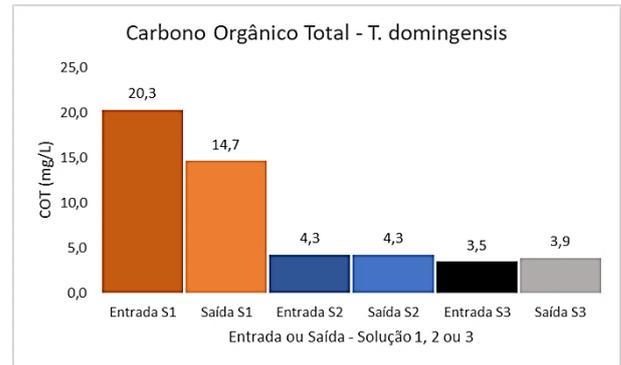


Figura 32. Concentrações médias de Carbono Orgânico total para *Typha domingensis* nos efluentes de entrada e saída da fase de adaptação (01 de junho a 02 de agosto de 2017)

5.3 ETAPA CARGAS DE CHOQUE

Em síntese, a análise descritiva dos resultados registrou diferenças pontuais entre os experimentos 1 e 2, os quais serão descritos nos itens subsequentes. Para a etapa de carga de choque, os dados climatológicos foram subsídio para a interpretação dos resultados.

Dados climatológicos

Os períodos avaliados revelaram pouca variação térmica no geral, sendo que as temperaturas mínimas para ambos os cenários (experimento 1, Figura 33) e experimento 2, Figura 34) foram de cerca de 17°C, e as máximas, 23°C. Além disso, as temperaturas no dia 27 de setembro e no dia 04 de outubro, dias nos quais foi dada entrada às cargas de choque nos sistemas, totalizaram, ambas, em cerca de 21°C, sem variações bruscas ao longo do dia.

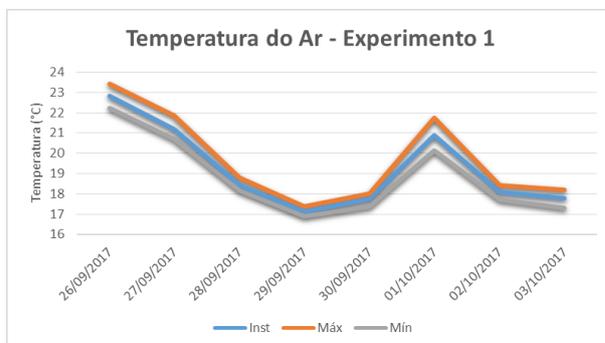


Figura 33. Temperatura do ar média em Porto Alegre no período do experimento 1 (26 de setembro a 03 de outubro de 2017)

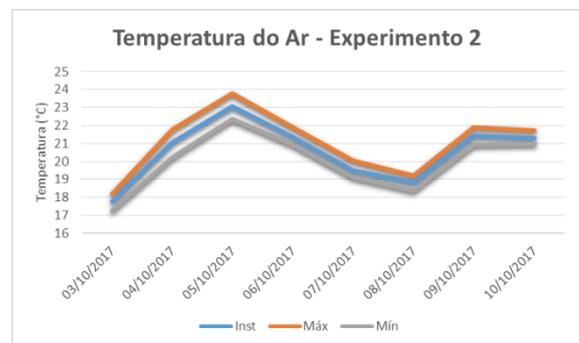


Figura 34. Temperatura do ar média em Porto Alegre no período no experimento 2 (03 a 10 de outubro de 2017)

Em termos médios, a radiação solar apresentou intervalos de variação similares para ambos os períodos. No entanto, quando observados os dados nos dias 27 de setembro e 04 de outubro de 2017, é possível observar uma diferença expressiva de incidência de radiação solar média, enquanto que o primeiro experimento apresentou cerca de 473 kJ/m², o experimento 2, em seu dia de carga de choque totalizou 1403,6 kJ/m². Os dados de radiação solar obtidos para o período do experimento 1 constam na Figura 35, os mesmos dados para o experimento 2 podem ser observados na

Figura 36.

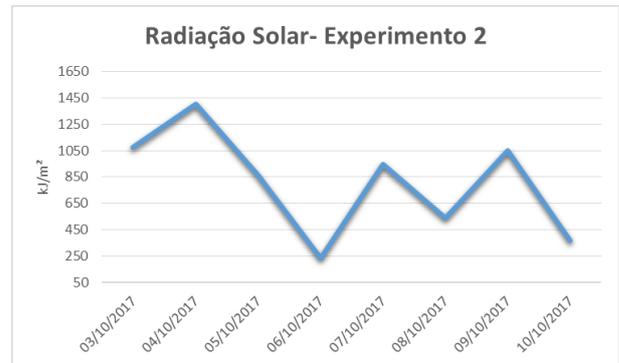
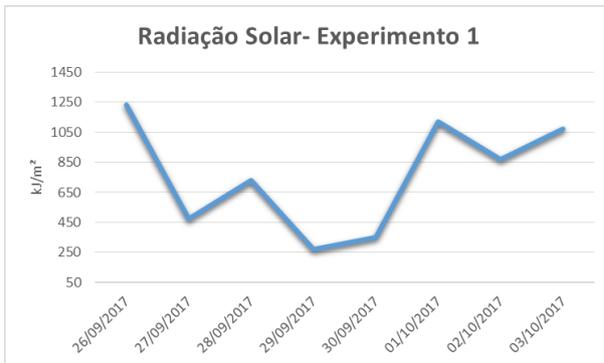


Figura 35. Radiação solar média em Porto Alegre no período do experimento 1 (26 de setembro a 03 de outubro de 2017)

Figura 36. Radiação solar média em Porto Alegre no período no experimento 2 (03 a 10 de outubro de 2017)

5.3.1 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS

5.3.1.1 Estatística descritiva da dinâmica dos parâmetros

O pH das amostras no experimento 1 apresentou uma variação geral de 5,65 a 6,95. Enquanto que esta variação para o experimento 2 foi de 5,82 a 6,91. A ocorrência de valores de pH diminutos foi registrada pontualmente para alguns dos tratamentos de *T. domingensis*, porém em sua grande parte, todos os tratamentos totalizaram em valores superiores a 6. Logo, o equilíbrio dos compostos químicos não apresenta influência direta deste parâmetro.

Em termos gerais, o experimento 2 apresentou condutividade elétrica mínima média de 69 µS/cm, e máxima de 230,30 µS/cm. No que diz respeito ao experimento 2, este intervalo de variação é inferior, com registros mínimos de 127,20 µS/cm e máximos de 254,30 µS/cm em média. No entanto, ao observar os dados pontualmente, identifica-se que apenas um registro no experimento 1 transfere o valor mínimo registrado para baixo. Logo, esta informação

caracteriza uma certa estabilidade da condutividade elétrica ao longo dos experimentos, sem grandes diferenças para cada tratamento.

O desenvolvimento de cor nas amostras apresentou elevações à medida que o tempo passou, e os processos microbiológicos se desenvolveram. A entrada da carga de choque no experimento 1 por exemplo, apresentou em média 0,87, já o efluente final, 24,87, tanto para *T. domingensis* quanto para *S. californicus*.

Oxigênio Dissolvido

É possível observar um decréscimo das concentrações tanto para *S. californicus* quanto para *T. domingensis* ao final das 24h de avaliação devido à ocorrência dos processos fotossintéticos, no qual há o consumo de oxigênio no período noturno devido à respiração das macrófitas. Mais especificamente, observa-se que este processo é mais intenso para *T. domingensis*, isso pode estar atrelado às maiores taxas de remoção de nutrientes exercidas por esta espécie, possibilitando o desenvolvimento de um biofilme mais rico e ativo nos processos de remoção envolvidos. A concentração de OD para os controles ao final das 24 horas colabora para tal diagnóstico.

Segundo Marques (1999), macrófitas emergentes conseguem “bombear” de 5 a 45 gramas de oxigênio por dia em cada metro quadrado. A partir da entrada da carga de choque, as concentrações de OD variaram de 6,5 mg/L (4 horas) até 8,7 mg/L (entrada carga de choque) no experimento 1, para o experimento 2, a variação partiu de 6,5 mg/L (final carga de choque) até 7,6 mg/L (2 horas). Os resultados descritos encontram-se na Figura 37 e na Figura 38.

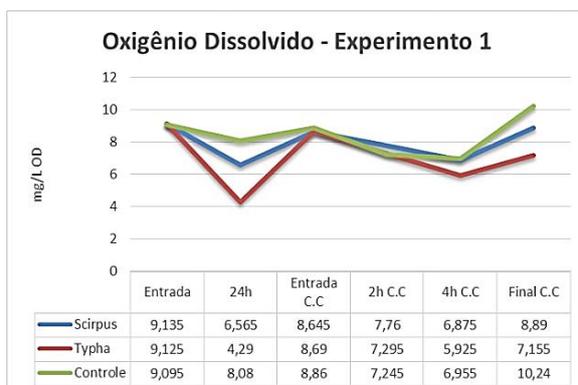


Figura 37. Concentrações médias de Oxigênio dissolvido no experimento 1 (26 de setembro a 03 de outubro de 2017)

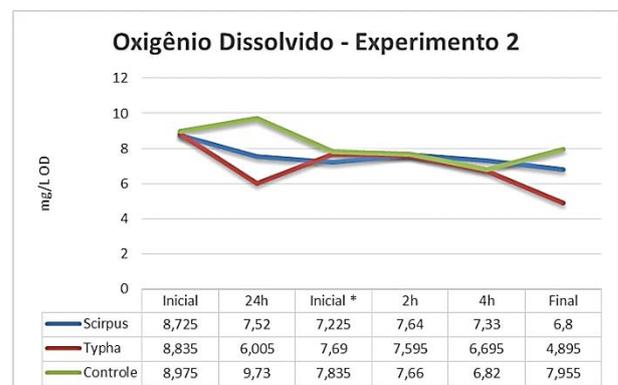


Figura 38. Concentrações médias de Oxigênio dissolvido no experimento 2 (03 a 10 de outubro de 2017)

Potencial Redox (ORP - *Oxidation Reduction Potential*)

Na totalidade das amostras, o ambiente aquático demonstrou caráter redutor. Estes resultados estão expressos pela medição do ORP, na Figura 39 para o primeiro experimento, o qual apresentou uma faixa de variação de -250 mV até -150 mV e na Figura 40 para o segundo, com variação do parâmetro entre -200 mV até -30 mV.

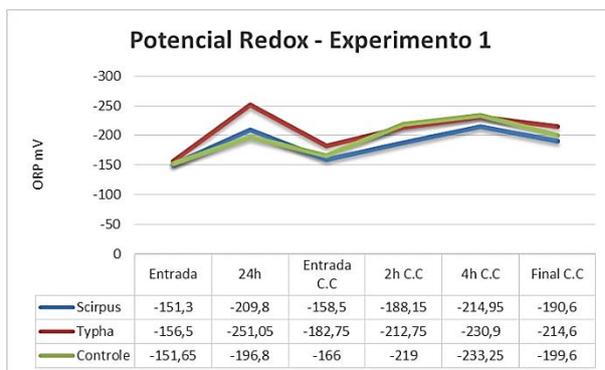


Figura 39. Concentrações médias de ORP no experimento 1 (26 de setembro a 03 de outubro de 2017)

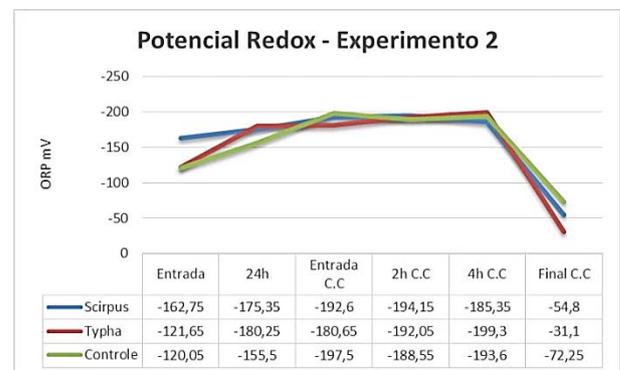


Figura 40. Concentrações médias de ORP no experimento 2 (03 a 10 de outubro de 2017)

Fósforo Total

Na avaliação da eficiência de remoção nos tratamentos contendo *S. californicus* e *T. domingensis* obteve-se 18,3% e 0% de redução de carga de fósforo total, respectivamente, dentro das primeiras 24 horas, no experimento 1 (Figura 41). O experimento 2, não foi eficiente na remoção, e registrou aumento da concentração do parâmetro em questão para ambos os tratamentos (Figura 42). Com a inserção da carga de choque, e avaliação nas primeiras 2 horas de contato com o efluente sintético, foram registrados resultados distintos para os dois experimentos. O experimento 1 demonstrou elevação de fósforo total, e o experimento 2 quantificou cerca de 15% de redução para *S. californicus* e 43% para *T. domingensis*. Ao final das 4 horas de exposição frente a carga de choque, houve uma similaridade dentro dos tratamentos para os dois diferentes experimentos, para *S. californicus* o sistema removeu cerca de 21% de fósforo total, e para *T. domingensis* foi registrada remoção de 52,4% em média. Ao fim da batelada, o experimento *S. californicus* quantificou

27% e 12,4% de remoção para os experimentos 1 e 2, e para *T. domingensis*, as taxas de remoção foram de 82,6% e 56,8%.

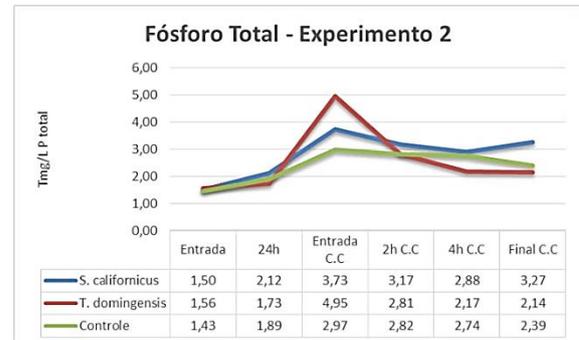
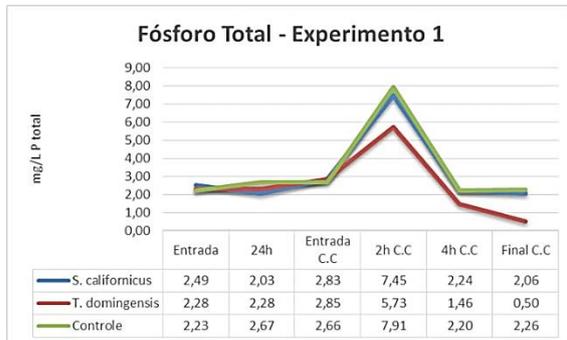


Figura 41. Concentrações médias de Fósforo Total no experimento 1 (26 de setembro a 03 de outubro de 2017)

Figura 42. Concentrações médias de Fósforo Total no experimento 2 (03 a 10 de outubro de 2017)

Ortofósforo

Nas primeiras 24h dos experimentos não houve quantificação de remoções para *S. californicus* no experimento 1, e quantificou 9,7% de remoção no experimento 2. Para o tratamento com *T. domingensis*, houve remoção de 14,7% no experimento 1 e 10,0% no experimento 2. A avaliação para 2h e 4h no sistema com *S. californicus*, não apresentou remoção, enquanto que para o sistema construído com *T. domingensis*, foram identificadas remoções apenas ao fim das 4h no experimento 1, com um total de 7,5%. Apenas na avaliação final da carga de choque houve remoções, em ambos os tratamentos, e em ambos os experimentos. Tal valor em média para *S. californicus* foi de 13,40% e de 42,4% para *T. domingensis*. O controle dos experimentos apresentou abatimento de cerca de 20% em média nas 24h iniciais, nas avaliações de 2 horas foram registradas baixas elevações das concentrações de ortofósforo o que pode ser explicado por uma variação na medição, já para o efeito da exposição ao fim das 4 horas, houve um abatimento da concentração no experimento 1 e um incremento no experimento 2. Ao fim das bateladas, ambos os controles apresentaram elevação em cerca de 7% das concentrações iniciais. Os resultados descritivos de ortofósforo para os experimentos 1 e 2 estão ilustrados na

Figura 43 e na

Figura 44 respectivamente.

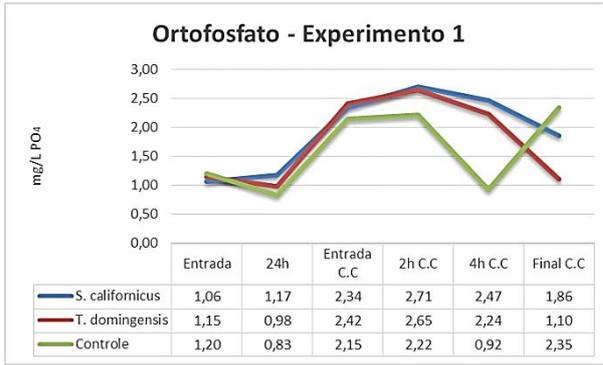


Figura 43. Concentrações médias de Ortofosfato no experimento 1 (26 de setembro a 03 de outubro de 2017)

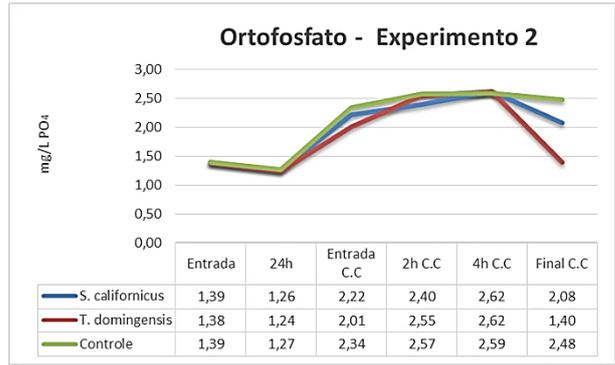


Figura 44. Concentrações médias de Ortofosfato no experimento 2 (03 a 10 de outubro de 2017)

Nitrogênio Total

Em termos qualitativos, os resultados para *S. californicus* e *T. domingensis* apresentaram comportamentos similares, sendo que houve remoção para as 24 horas, média com valores de 27,0%, e 26% respectivamente. A avaliação de 2 horas revelou remoção no experimento 1, quantificando, 19,4% e 26,5% (*S. californicus* e *T. domingensis*), em contrapartida, o experimento dois não foi eficiente para remoção de nitrogênio total nesta etapa, e mantém concentração de mesma ordem de grandeza para as 4 horas. Ao final dos experimentos, ambas as espécies apresentaram satisfatórias taxas de remoção, sendo que em média, *S. californicus* removeu 28% e *T. domingensis*, 81,5%. Os dados descritivos para nitrogênio total nos experimentos 1 e 2 encontram-se ilustrados por meio da Figura 45 e da Figura 46 respectivamente.

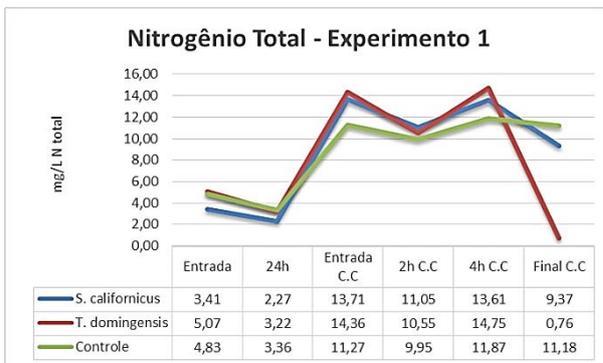


Figura 45. Concentrações médias de Nitrogênio total no experimento 1 (26 de setembro a 03 de outubro de 2017)

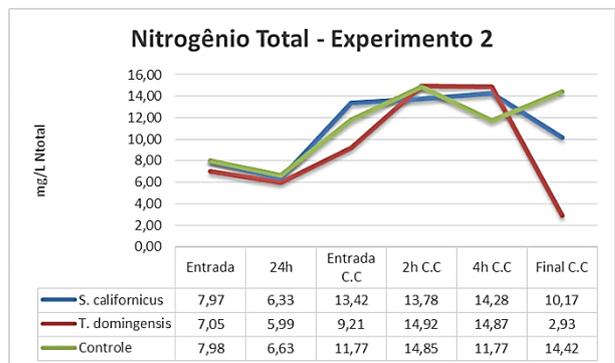


Figura 46. Concentrações médias de Nitrogênio total no experimento 2 (03 a 10 de outubro de 2017)

Carbono Orgânico Total

Para o COT não foi observada remoção nos tratamentos durante o período de sete dias nos dois experimentos. A elevação global do parâmetro principalmente na fase de carga de choque pode ser explicada em decorrência do processo de decomposição natural das macrófitas aquáticas, que, por meio de seu metabolismo, podem provocar a lixiviação do composto na água (BRIX, 1996, STOTTMEISTER *et al*; 2003). No caso dos controles, o experimento 1 apresentou remoções de 24,3% na avaliação de 24 horas, 14,5% para o período de 2h após inserção da carga de choque (Figura 47), e o controle para o experimento dois, apresentou cerca de 19% de remoção de COT para o período de 24 horas de exposição ao efluente inicial (Figura 48).

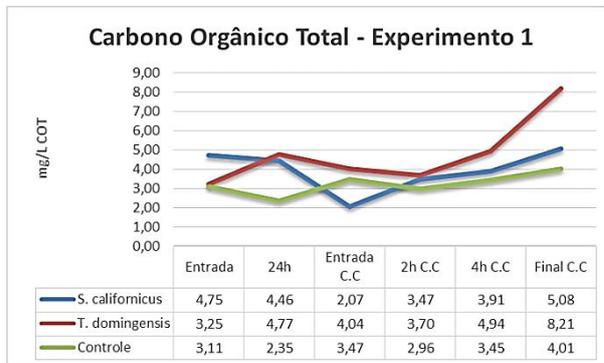


Figura 47. Concentrações médias de Carbono orgânico total no experimento 1 (26 de setembro a 03 de outubro de 2017)

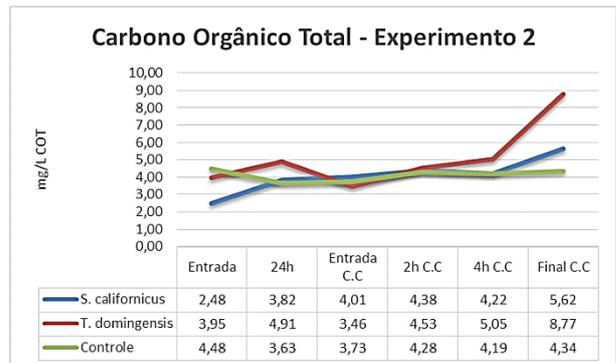


Figura 48. Concentrações médias de Carbono orgânico total no experimento 2 (03 a 10 de outubro de 2017)

Clorofila-*a* e Feofitina

Os dados de clorofila-*a* para os controles de ambos os experimentos mantiveram-se dentro da faixa de 0 até 3 µg/L e de 0 a 2,5 µg/L para feofitina. As etapas de entrada registram pontos de concentrações inferiores, e próximas de zero, por serem medições realizadas logo do primeiro contato do efluente no sistema, não tendo sido desenvolvido nenhum processo fotossintético nos tanques. O desenvolvimento dos pigmentos segue em ascensão conforme contato do efluente bruto com as macrófitas, devido à fotossíntese. É interessante observar que as concentrações foram maiores nos tratamentos em comparação com os controles. Os resultados para clorofila-*a* encontram-se na Figura 49 e na Figura 51 para o experimento 1 e 2 respectivamente, e os dados de feofitina na Figura 50 e Figura 52.

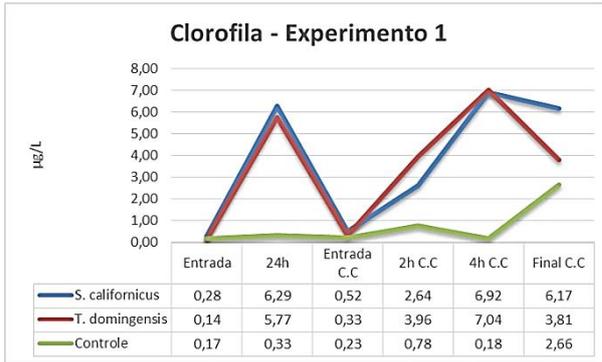


Figura 49. Concentrações médias de Clorofila-a no experimento 1 (26 de setembro a 03 de outubro de 2017)

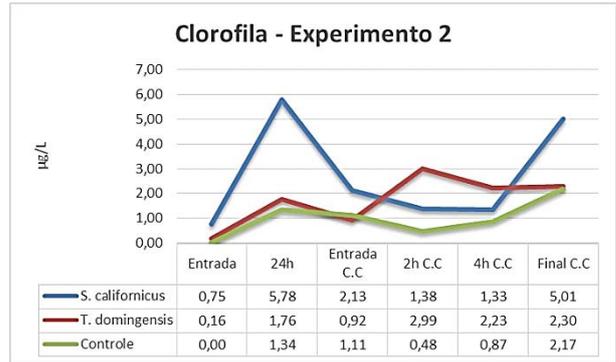


Figura 50. Concentrações médias de Clorofila-a no experimento 2 (03 a 10 de outubro de 2017)

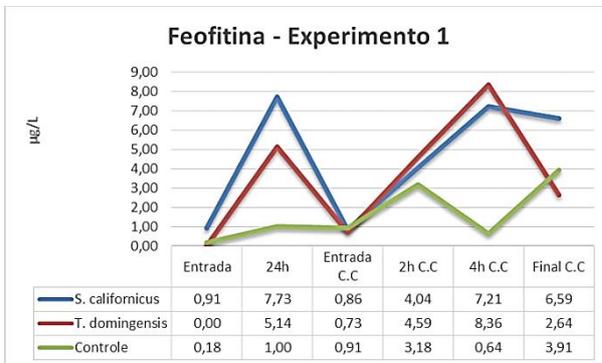


Figura 51. Concentrações médias de Feofitina no experimento 1 (26 de setembro a 03 de outubro de 2017)

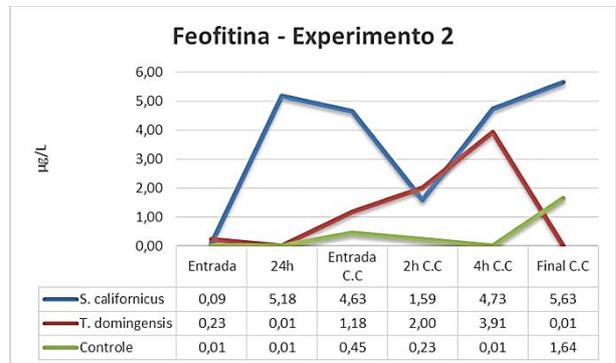


Figura 52. Concentrações médias de Feofitina no experimento 2 (03 a 10 de outubro de 2017)

5.4 INTEGRAÇÃO DOS DADOS

O pH se correlacionou positivamente em ambos os experimentos com as concentrações de OD. O aumento de pH pode estar associado ao desenvolvimento de algas e as taxas de fotossíntese, como houve tendência de valores de pH levemente inferiores a 7, a correlação negativa presente entre a clorofila-*a* e o indicador de íons H^+ pode ser justificada desta forma.

Quanto mais o ORP se aproxima da faixa de -300 a -150 mV, maior o desprendimento de OD na rizosfera (STOTTMEISTER *et al.*, 2013). À exceção dos valores de potencial redox para a semana final do experimento 2, a faixa média deste parâmetro encontra-se de acordo com a descrita acima, especialmente no experimento 1, o que dialoga com a correlação negativa e significativa entre o ORP e o oxigênio dissolvido nesta situação. A liberação constante de oxigênio na rizosfera é de particular interesse para o desenvolvimento de biofilme e o tratamento do efluente.

A condutividade elétrica representa uma medida de concentração de íons na água. Logo, quanto maior forem as concentrações de NO_3^- , e de PO_4^- entre outros íons, também será maior a condutividade. Desta forma, a correlação evidenciada entre os nutrientes e a condutividade elétrica pode ser entendida.

Para explicar as elevações pontuais de concentrações de nutrientes, foi estudado por Stottmeister *et al* (2003) os processos atribuídos à rizo-deposição. O autor cita que por meio da decomposição das células mortas, determinadas espécies de macrófitas devolvem ao meio aquático, nutrientes e material orgânico. A relação entre os resultados do presente estudo e o processo descrito acima, pode ser a liberação de carbono na zona de raízes verificada pelo aumento das concentrações de carbono no sistema. Além disso, o autor cita efeitos alelopáticos, produção de açúcares, aminoácidos e vitaminas, que viabilizam o crescimento microbiano. De encontro com tal efeito de incremento na comunidade de micróbios, o autor afirma que o principal agente transformador e responsável pela remoção e mineralização de nutrientes em *wetlands* contruídos não são as plantas em si, mas os microorganismos.

Logo é possível inferir que em um meio no qual há enriquecimento de carbono orgânico total, devido aos efeitos descritos acima, há também, uma comunidade de biofilme mais rica e numerosa, que é responsável pelas boas taxas de remoção dos nutrientes, obtidos na caracterização final, dos efluentes. Em dados numéricos, a remoção média de nitrogênio, para *S. californicus* foi de 28% e para *T. domingensis*, de 81,5%; o ortofosfato apresentou tais eficiências totalizadas em 13,40% e 42,4%; e finalmente, o fósforo total, com remoções médias de 20% (*S. californicus*) e 69,65% (*T. domingensis*).

A remoção de fósforo total é citada em literatura pela incorporação à biomassa, sendo removido junto com o biofilme (ESTEVEES, 1998). O fósforo tende a sedimentar, e ficar aderido ao substrato e à matriz de raízes das macrófitas. Além disso, devido à adoção do procedimento amostral descrito no item 4.7.1, no qual entre cada etapa de amostragem, a estrutura flutuante foi deslocada a fim de viabilizar as coletas e as medições *in situ*, é provável que tal perturbação tenha influenciado no desprendimento e na ressuspensão de partículas de fósforo aderidas às raízes, ocasionando, por exemplo, nos incrementos pontuais quantificados. Assim como o nitrogênio, o fósforo pode estar na forma orgânica, e com a decomposição desse material, fica disponível para o metabolismo biológico na forma inorgânica, sem necessidade de conversão a uma forma mais simples.

Existem duas rotas para a transformação de nitrogênio em *wetlands* construídos. A primeira e mais relevante, é atribuída à assimilação microbiológica, que conduz aos processos de nitrificação e de desnitrificação. A segunda, diz respeito à incorporação à biomassa da planta, a qual apresenta menor importância (STOTTMEISTER *et al.*, 2003). Por exemplo, Thable (1984) apud Stottmeister *et al.* 2003 constatou que a remoção de nitrogênio via incorporação aos tecidos vegetais oscila entre 5 a 10% da remoção total. Outro aspecto que abre discussão é o processo de evapotranspiração das plantas que pode também estar associado ao desprendimento de nitrogênio gasoso por exemplo.

A condição de radiação solar elevada no dia 04 de outubro de 2017, no qual foi executada a inserção da carga de choque no experimento 2, demonstrou correlações positivas e significativas com o nitrogênio total e com o ortofosfato. Outros parâmetros correlacionados com a radiação solar foram a temperatura da água, e a condutividade elétrica.

Por fim, o desenvolvimento do fitoplâncton pode estar associado a diversos fatores em um ambiente aquático. A clorofila-*a* é encontrada em todas as plantas, e sua concentração pode ser dependente da espécie de algas presentes no ecossistema aquático, por exemplo. Deste modo, este parâmetro é frequentemente utilizado para indicação de biomassa algal e indica a produtividade do sistema, por representar o pigmento fotossintetizante. Além da disponibilidade de nutrientes, outro fator que pode estar relacionado com o desenvolvimento de organismos fitoplanctônicos na coluna d'água é a penetração de luz.

No que diz respeito aos processos envolvidos nos controles, é importante ressaltar a existência de outros organismos fotossintetizantes que podem consumir os nutrientes, por exemplo. Como resultados gerais, é possível observar a elevação ao longo do encaminhamento para o final do experimento de clorofila-*a* e feofitina. Além disso, o abatimento do fósforo total, foi registrado apenas neste período final. Em vistas do exposto, o

objetivo da instalação dos controles na fase de cargas de choque visou avaliar se os processos existentes na ausência do sistema flutuante de *wetland* construído são significativos em relação ao sistema de tratamento proposto. Desta forma, em termos comparativos das taxas de eficiência entende-se que os efeitos de abatimento de nutrientes nos controles são superados pelos obtidos nos tratamentos.

5.4.1 ANÁLISE DE VARIÂNCIA

As variações descritas no item 5.3.1.1 são melhor compreendidas por meio da interpretação dos resultados da análise de variância (Tabela 6). Em vista das diferentes taxas de remoção dos parâmetros analisados tanto entre ambos os experimentos quanto entre o tratamento com *S. californicus* e com *T. domingensis*, a aplicação da ANOVA revelou que as concentrações obtidas ao final da batelada apresentaram diferenças significativas para nitrogênio total, fósforo total, carbono orgânico total e clorofila-*a*.

Tabela 6. Resultados da Análise de Variância (*p*) aplicada para a etapa de Carga de Choque

	Nitrogênio Total	Fósforo Total	Ortofosfato	Carbono Org. Total	Clorofila <i>a</i>	Feofitina
Entrada	0,89	0,73	0,33	0,96	0,24	0,26
24h	0,77	0,06	0,95	0,07	0,15	0,21
Carga de Choque	0,03	0,29	0,86	0,42	0,49	0,42
Final	2,72E-05	0,049	0,27	4,66E-06	2,36E-03	0,09

5.4.2 CORRELAÇÕES

Experimento 1

O nitrogênio total apresentou correlações elevadas e significativas com ortofosfato ($r=0,75$ $p=0,000$) e com o parâmetro condutividade elétrica ($r=0,83$; $p=0,000$). Estas correlações podem ser entendidas pela dissolução de íons, e consequente elevação da condutividade elétrica. Além disso, a correlação com ortofosfato evidencia a associação do processo de consumo dos nutrientes. O nitrogênio total também apresentou correlação significativa e negativa, de menor intensidade com a cor ($r = 0,36$; $p = 0,32$). Dado que a cor se desenvolveu ao longo do experimento, e o consumo de nitrogênio também, esta correlação faz sentido.

Quanto ao fósforo total, apresentou correlação intermediária e significativa com a condutividade elétrica da água ($r= 0,51$; $p=0,001$) e com ortofosfato ($r=0,42$; $p=0,012$). Além

disso, o parâmetro se correlacionou negativamente com cor ($r = -0,39$; $p = 0,19$) e com carbono orgânico total ($r = -0,39$; $p = 0,17$). Percebe-se que assim como o parâmetro nitrogênio total, o fósforo total apresentou correlações com ortofosfato, condutividade e cor, as quais apresentam a mesma concepção explicativa. A correlação negativa com carbono orgânico total pode ser entendida, primeiramente pela dinâmica do COT, o qual apresentou elevações no decorrer do experimento, em contrapartida, o fósforo total sofreu abatimentos em termos gerais no período avaliado.

Além da correlação de ortofosfato com nitrogênio e fósforo citadas, o ortofosfato também demonstrou correlações com a condutividade elétrica ($r = 0,66$; $p = 0,000$). Tais associações são entendidas pela dinâmica de dissolução de íons na água (PO_4^-). Além disso, a correlação com fósforo total evidencia o processo de consumo da fração disponível (ortofosfato) anterior ao consumo da fração total.

O carbono orgânico total apresentou correlações negativas com temperatura da água ($r = -0,49$; $p = 0,003$), condutividade ($r = -0,35$; $p=0,42$) e fósforo total. A correlação positiva foi registrada para a cor ($r = 0,57$; $p= 0,000$).

A clorofila-*a* apresentou uma série de correlações negativas com os parâmetros físicos das amostras, OD ($r = -0,52$; $p= 0,001$), pH ($r = -0,55$; $p=0,000$) e ORP ($r = -0,40$; $p=0,17$). As correlações positivas com a clorofila-*a* foram com cor ($r = 0,41$; $p=0,14$), turbidez ($r = 0,38$; $p=0,21$) e com feofitina ($r = 0,95$; $p =0,000$). Devido à associação do desenvolvimento de clorofila-*a* com a atividade fotossintética e o consumo de nutrientes envolvido, as condições do meio, como o pH, e as características de oxirredução podem ser fatores influenciadores para a atividade microbiana e o desenvolvimento de clorofila-*a*, conforme evidenciado pelas correlações descritas.

Quanto à feofitina, demonstrou correlações com oxigênio dissolvido ($r = -0,45$; $p=0,06$) e com o potencial redox ($r=0,52$; $p=0,01$). Logo se percebe que com a exceção da correlação com o pH, o parâmetro feofitina seguiu as mesmas correlações que a clorofila-*a*.

Experimento 2

Com relação aos aspectos térmicos e de radiação solar, foram registradas correlações positivas e significativas com o nitrogênio total e com o ortofosfato. A maior incidência de radiação solar pode intensificar a atividade microbiana e o processo fotossintético. Com a temperatura da água, o coeficiente de correlação resultou em 0,41 e para a temperatura do ar foi de 0,52.

O fósforo total, além da correlação com nitrogênio total citada, apresentou também comportamento correlacionado com condutividade ($r=0,55$; $p=0,001$) e com ortofosfato ($r = 0,45$; $p = 0,006$). Tal comportamento concorda com a dinâmica de abatimento de nutrientes ao longo da duração do experimento.

Assim como o nitrogênio total, o ortofosfato demonstrou associação com as temperaturas do ar e da água e com a radiação solar incidente, conforme mencionado acima. Todas as análises foram identificadas tendo 100% de significância, sendo que os respectivos coeficientes de correlação foram, 0,67; 0,57 e 0,62. Ademais, o ortofosfato se correlacionou com a condutividade elétrica ($r = 0,95$; $P=0,000$), e com nitrogênio e fósforo total, já descritos.

O carbono orgânico total apresentou dependência estatística significativa com 3 dos parâmetros *in situ*: OD, ORP e pH, sendo que com os dois primeiros essa correlação foi negativa com coeficientes totalizando -0,67 e -0,69. Já com o pH, o coeficiente assumiu o valor de 0,61.

Os resultados de clorofila-*a* e de feofitina apresentaram correlação estatística ($r = 0,75$; $p = 0,000$). Além disso, a clorofila-*a* também se correlacionou com a cor das amostras em 93% e $r= 0,45$.

Por fim, cor e condutividade apresentaram comportamento análogo para correlação com a temperatura do ar e a radiação, além de correlação negativa para cor, e positiva para condutividade.

6 CONCLUSÕES

O sistema flutuante de *wetland* construído demonstrou um bom potencial da integração de conceitos das áreas da ecologia e da engenharia. Neste contexto, o desenvolvimento de biofilme associado a rizosfera exercem os diversos mecanismos de consumo, transformação e abatimento de nutrientes presentes no efluente sintético. Os resultados, em termos gerais, apontam evidências dos benefícios potenciais referentes ao serviço ecossistêmico associado ao sistema flutuante de *wetlands* construídos em mesocosmos.

A fase de adaptação do estudo foi fiel ao seu objetivo primordial, de estabelecer condições para a fixação e o desenvolvimento das macrófitas aquáticas. Nesta fase, ficou evidenciada a diferença comportamental adaptativa de *T. domingensis* com *S. californicus*. Estas diferenças se pronunciaram em termos qualitativos, com o provável melhor desenvolvimento microbiano na rizosfera da *T. domingensis*, situação que propagou as melhores eficiências de remoção de nutrientes para esta espécie.

Em geral, o sistema flutuante de *wetland* construído apresentou eficiências comprovadas estatisticamente para os maiores tempos de detenção do efluente, caracterizado pela etapa final da carga de choque. A avaliação das cargas de choque em períodos de tempo inferiores a uma semana é pouco encontrada em estudos similares, dificultando a comparação dos resultados.

Além do sistema de *wetlands* construídos estudado ser uma tecnologia com baixo investimento e custo de manutenção, o experimento apresentou também um bom nível de performance, principalmente, do nitrogênio e fósforo, elementos essenciais no processo de eutrofização. O estudo aponta a importância do manejo do sistema, devido à instabilidade da incorporação dos nutrientes na biomassa da planta, que podem retornar para a água via processos de decomposição. Portanto, a manutenção periódica dos *wetlands* é crucial para o desempenho do sistema de tratamento, e a investigação das técnicas mais apropriadas para tal manutenção permanece em aberto.

O entendimento da performance destas práticas é relevante para a avaliação no que diz respeito aos critérios de projeto e eficiência, os quais são fatores influenciadores na aprovação dos usos destes dispositivos em escalas reais. Neste sentido, a observação do desempenho das técnicas compensatórias em situações controladas, como o experimento em mesocosmos, representa uma ferramenta indispensável para o conhecimento das limitações e o conseqüente aprimoramento técnico necessário para a viabilidade de implantação de tais técnicas.

As vulnerabilidades ambientais dos ecossistemas urbanos carecem de iniciativas de manejo amparadas em princípios inovadores, os quais busquem ferramentas técnicas holísticas a fim de trabalhar no sentido da compensação da integridade ecológica. Os sistemas flutuantes de *wetlands* construídos são fundamentados nesta concepção por expandirem as concepções “higienistas”, e visarem a promoção da drenagem sustentável das águas urbanas por meio da contribuição para a correção do passivo ambiental das cidades

7 RECOMENDAÇÕES

O escopo das recomendações para trabalhos futuros abrange a ampliação de estudos que abordem séries de dados maiores, além da realização de estudos ao longo de todo o ano hidrológico, a fim de melhor caracterizar as influências externas ao sistema, como a amplitude térmica e a variação de radiação. A ampliação da série de dados pode ser direcionada para todos os intervalos de tempos de detenção no sistema, com enfoque para os menores períodos de contato do efluente sintético com o sistema flutuante de *wetlands* construídos, a fim de preencher a lacuna de comparação destes dados com referências bibliográficas.

Além disso, é importante avaliar as técnicas mais apropriadas para manutenção do sistema, como, por exemplo, a necessidade de poda das plantas, o manejo de substituição das mesmas, além do local de instalação mais apropriado, pois tais configurações são cruciais para o desempenho dos processos de tratamento envolvidos.

8 REFERÊNCIAS

ALVES, M. et al. *Cyperaceae* in lista de espécies da flora do Brasil. **Jardim Botânico do Rio de Janeiro**. Disponível em< <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB100>>. Acesso em, 15 de dez de 2017 v. 15, 2014.

BAPTISTA, Márcio. NASCIMENTO, Nilo. BARRAUD, Sylvie. **Técnicas Compensatórias em Drenagem Urbana. Porto-Alegre: ABRH, 2005.**

BORNE, Karine E. Floating treatment wetland influences on the fate and removal performance of phosphorus in stormwater retention ponds. **Ecological engineering**, v. 69, p. 76-82, 2014.

BORNE, Karine E.; FASSMAN, Elizabeth A.; TANNER, Chris C. Floating treatment wetland retrofit to improve stormwater pond performance for suspended solids, copper and zinc. **Ecological engineering**, v. 54, p. 173-182, 2013.

BOVE, C. P. *Typhaceae* In: Lista de espécies da flora do Brasil. **Jardim Botânico do Rio de Janeiro**. Disponível em< <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2010/FB000194>>. Acesso em s 15 de dez de 2017 v. 21, 2010.

BRIERLEY, Gary; FRYIRS, Kirstie. Don't fight the site: three geomorphic considerations in catchment-scale river rehabilitation planning. **Environmental Management**, v. 43, n. 6, p. 1201-1218, 2009.

BRISTOW, J. Michael. Nitrogen fixation in the rhizosphere of freshwater angiosperms. **Canadian journal of Botany**, v. 52, n. 1, p. 217-221, 1974.

CARMOUZE, Jean-Pierre. **O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas**. Edgard Blucher, 1994.

CENSO, I. B. G. E. Disponível em:< <http://www.censo2010.ibge.gov.br/>>. Acesso em 20 de outubro de 2017, v. 23, 2010.

CHANG, N. B.; ISLAM, M. K.; WANIELISTA, M. P. Floating wetland mesocosm assessment of nutrient removal to reduce ecotoxicity in stormwater ponds. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 9, n. 3, p. 453-462, 2012.

CHRISTOFFERSEN, Kirsten; KAAS, Hanne. Toxic cyanobacteria in water. A guide to their public health consequences, monitoring, and management. 2000.

CLEWELL, Andre F.; ARONSON, James. **Ecological restoration: principles, values, and structure of an emerging profession**. Island Press, 2013.

COLEMAN, Jerry *et al.* Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed wetlands. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 128, n. 3, p. 283-295, 2001.

CORBITT, J. Nathan. **Global awareness profile**. Nicholas Brealey Publishing, 1998.

CORDEIRO NETTO, O. M. Gerenciamento do saneamento em comunidades organizadas: técnicas de minimização da drenagem de águas pluviais. 2004. 2007.

CORSINO, Bianca; BOEGER, Maria Regina Torres; MARANHO, Leila Terezinha. Arquitetura do escapo de *Schoenoplectus californicus* (CA Mey.) Soják (Cyperaceae). **Iheringia. Série Botânica**, v. 68, n. 1, p. 27-35, 2013.

CUNNINGHAM, S. D.; BERTI, D. R.; DUPONT, E. I. **Phytoremediation of contaminated soils: progress and promise**. American Chemical Society, Washington, DC (United States), 1993.

DE FÁTIMA WOLKMER, Maria; PIMMEL, Nicole Freiburger. Política Nacional de Recursos Hídricos: governança da água e cidadania ambiental. **Seqüência; Estudos Jurídicos e Políticos**, v. 34, n. 67, p. 165, 2013.

DE STEFANI, G. *et al.* Performance of a floating treatment wetland for in-stream water amelioration in NE Italy. **Hydrobiologia**, v. 674, n. 1, p. 157-167, 2011.

DELETIC, Ana; MAKSIMOVIC, edo; IVETIC, Marko. Modelling of storm wash-off of suspended solids from impervious surfaces. **Journal of Hydraulic Research**, v. 35, n. 1, p. 99-118, 1997.

DIAS, Luiz Eduardo; GRIFFITH, James Jackson. Conceituação e caracterização de áreas degradadas. **Recuperação de áreas degradadas**, v. 20, p. 1-7, 1998.

DODDS, Walter K. *et al.* Eutrophication of US freshwaters: analysis of potential economic damages. 2008.

DUARTE, Carlos M.; PRAIRIE, Yves T. Prevalence of heterotrophy and atmospheric CO₂ emissions from aquatic ecosystems. **Ecosystems**, v. 8, n. 7, p. 862-870, 2005.

DURRANS, S. Rocky; DIETRICH, Kristen. Stormwater conveyance modeling and design. 2003.

ENRICH-PRAST, A.; ESTEVES, F. A. Flood pulse influence and anthropic impact on the chemical composition and energy content of *Oryza glumaepatula* in an Amazonian lake. **Brazilian Journal of Biology**, v. 65, n. 3, p. 451-458, 2005.

ESTEVES, F. de A. 1998. Fundamentos de limnologia. Rio de Janeiro: Interciência, pp. 602.

FILIPPELLI, Gabriel M. The global phosphorus cycle: past, present, and future. **Elements**, v. 4, n. 2, p. 89-95, 2008.

FURLANI, Pedro Roberto et al. **Cultivo hidropônico de plantas**. IAC, 1999.

GALLOWAY, James N. The global nitrogen cycle: changes and consequences. **Environmental pollution**, v. 102, n. 1, p. 15-24, 1998.

GALLOWAY, James N.; COWLING, Ellis B. Reactive nitrogen and the world: 200 years of change. **AMBIO: A Journal of the Human Environment**, v. 31, n. 2, p. 64-71, 2002.

GLEICK, Peter H. A look at twenty-first century water resources development. **Water International**, v. 25, n. 1, p. 127-138, 2000.

GOPAL, Brij. Natural and constructed wetlands for wastewater treatment: Potentials and problems. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, p. 27-35, 1999.

GORSKI, Paul. The Myth of the "Culture of Poverty". **Educational Leadership**, v. 65, n. 7, p. 32, 2008.

GUPTA, Kapil; SAUL, Adrian J. Specific relationships for the first flush load in combined sewer flows. **Water research**, v. 30, n. 5, p. 1244-1252, 1996.

HAMMER, Donald A. (Ed.). **Constructed wetlands for wastewater treatment: municipal, industrial and agricultural**. CRC Press, 1989.

HARTMANN, Hudson Thomas *et al.* **Plant propagation: principles and practices.** Prentice-Hall., 1975.

HAUGHTON, Graham; HUNTER, Colin. Sustainable cities, regional policy and development series 7. **Regional Studies Association. London and Bristol, Pennsylvania,** 1994.

HEADLEY, T. R.; TANNER, C. C. Constructed wetlands with floating emergent macrophytes: an innovative stormwater treatment technology. **Critical reviews in environmental science and technology**, v. 42, n. 21, p. 2261-2310, 2012.

HOAGLAND, Dennis Robert *et al.* Growing plants without soil by the water-culture method. **Growing plants without soil by the water-culture method**, 1938.

HOWARD-WILLIAMS, C.; JUNK, W. J. The chemical composition of Central Amazonian aquatic macrophytes with special reference to their role in the ecosystem. **Archiv fur Hydrobiologie**, v. 79, n. 4, 1977.

HURRELL, J. A.; LAHITTE, H. B.; MEHLTRETER, K.; BELGRANO, M. J.; JANKOWSKI, L. S.; HALOUA, M. P.; CANDIA, G. **Plantas de la Costa**– Las plantas nativas y naturalizadas más comunes de las costas del Delta del Paraná, Isla Martín García y Ribera Platense. Buenos Aires: L. O. L. A., 2004. 1ªed. 200p.

IBGE. Séries Históricas e Estatísticas - Taxa de Urbanização. Disponível em:<<http://seriesestatisticas.ibge.gov.br/series.aspx?vcodigo=POP122>>. Acesso em 15 nov. 2017

IJAZ, Amna *et al.* Enhanced remediation of sewage effluent by endophyte-assisted floating treatment wetlands. **Ecological Engineering**, v. 84, p. 58-66, 2015.

JARVIE, H. P.; WHITTON, B. A.; NEAL, Colin. Nitrogen and phosphorus in east coast British rivers: speciation, sources and biological significance. **Science of the Total environment**, v. 210, p. 79-109, 1998.

JAYAWEERA, M. W.; KASTURIARACHCHI, J. C. Removal of nitrogen and phosphorus from industrial wastewaters by phytoremediation using water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms). **Water Science and Technology**, v. 50, n. 6, p. 217-225, 2004.

JOHNSTON, Tracey; DATTA, Rupali; SARKAR, Dibyendu. Phytoextraction and Phytostabilization: Technical, Economic and Regulatory Considerations of the Soil-Lead Issue. **Water Encyclopedia**, 2000.

KAMPELMANN, Stephan; VAN HOLLEBEKE, Sarah; VANDERGERT, Paula. Stuck in the middle with you: The role of bridging organisations in urban regeneration. **Ecological Economics**, v. 129, p. 82-93, 2016.

KANGAS, Patrick (Ed.). **Ecological engineering: principles and practice**. CRC Press, 2004.

KUBISZEWSKI, Ida *et al.* The future value of ecosystem services: Global scenarios and national implications. **Ecosystem Services**, 2017.

LAURENSEN, Georgina *et al.* The role of bioretention systems in the treatment of stormwater. In: **Advances in agronomy**. Academic Press, 2013. p. 223-274.

LEOPOLD, L.B. **Hydrology for Urban Land Planning: a guidebook on the hydrologic effects of Land Use**. 4 ed. Washington, DC, USA: USGS Circular 554, 1968.

LI, Liqing; SHAN, Baoqing; YIN, Chenqing. Stormwater runoff pollution loads from an urban catchment with rainy climate in China. **Frontiers of Environmental Science & Engineering**, p. 1-6, 2012.

LYNCH, Jeanette *et al.* Evaluation of commercial floating treatment wetland technologies for nutrient remediation of stormwater. **Ecological Engineering**, v. 75, p. 61-69, 2015.

MARQUES, D. da M. *et al.* Terras úmidas construídas de fluxo subsuperficial. In: **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES. 1999. p. 409-435.

MARTINS, Ana PL *et al.* Capacity of *Typha dominguensis* in phytoremediation of fish pond effluents in Iraí Basin-Paraná. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 3, p. 324-330, 2007.

MCCLAIN, Michael E. *et al.* Biogeochemical hot spots and hot moments at the interface of terrestrial and aquatic ecosystems. **Ecosystems**, v. 6, n. 4, p. 301-312, 2003.

MITSCH, William J. When will ecologists learn engineering and engineers learn ecology?. **Ecological engineering**, v. 65, p. 9-14, 2014.

MITSCH, William J.; JØRGENSEN, Sven Erik. **Ecological engineering and ecosystem restoration**. John Wiley & Sons, 2004.

MOURA, Priscila Macedo; BAPTISTA, Márcio Benedito; BARRAUD, Sylvie. Avaliação Multicritério de Sistemas de Drenagem de Água. **REGA–Revista de Gestão de Água da América Latina**, v. 6, n. 1, p. 31-42, 2009.

NEW YORK STATE/DEC - DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL CONSERVATION; CENTER FOR WATERSHED PROTECTION. New York State Stormwater Management Design Manual. Albany, NY, USA: Department of Environmental Conservation, 2015.

NOVOTNY, Vladimir. Footprint tools for Cities of the Future: Moving towards sustainable urban water use. **Water**, v. 21, n. 8, p. 14-16, 2010.

ODUM, Eugene Pleasants. **Ecology and our endangered life-support systems**. Sinauer Associates, 1989.

PAUL, Michael J.; MEYER, Judy L. Streams in the urban landscape. **Annual review of Ecology and Systematics**, v. 32, n. 1, p. 333-365, 2001.

PHILIPPI JÚNIOR, Arlindo. Saneamento, saúde e ambiente: fundamentos para um desenvolvimento sustentável. In: **Ambiental**. Manole, 2010.

POMPÊO, Cesar Augusto. Drenagem urbana sustentável. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 5, n. 1, p. 15-23, 2000.

RESH, Howard.M. Hydroponic food production. 5th ed. Califórnia, EUA, Woodbridge Press Publishing Company, 1996, 527 p.

RODRIGUES, Ana Carolina D. *et al.* Mecanismos de respostas das plantas à poluição por metais pesados: possibilidade de uso de macrófitas para remediação de ambientes aquáticos contaminados. **Revista Virtual de Química**, v. 8, n. 1, p. 262-276, 2016

SAEED, Tanveer *et al.* Floating constructed wetland for the treatment of polluted river water: A pilot scale study on seasonal variation and shock load. **Chemical Engineering Journal**, v. 287, p. 62-73, 2016.

SAKADEVAN, K.; BAVOR, H. J. Nutrient removal mechanisms in constructed wetlands and sustainable water management. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 2, p. 121-128, 1999.

SALATI, Eneas; SALATI FILHO, Eneas; SALATI, Eneida. Utilização de sistemas de wetlands construídas para tratamento de águas. **Biológico, São Paulo**, v. 65, n. 1/2, p. 113-116, 2003.

SCHOLEFIELD, D. *et al.* A model to predict transformations and losses of nitrogen in UK pastures grazed by beef cattle. **Plant and soil**, v. 132, n. 2, p. 165-177, 1991.

SHARPLEY, Andrew N.; DANIEL, T. C.; EDWARDS, D. R. Phosphorus movement in the landscape. **Journal of Production Agriculture**, v. 6, n. 4, p. 492-500, 1993.

SHUTES, R. Brian E. Artificial wetlands and water quality improvement. **Environment international**, v. 26, n. 5, p. 441-447, 2001.

SILVA, Silmar Luiz; MAGALHÃES, Karine Matos. Percepção ambiental de macrófitas aquáticas e impactos ambientais por estudantes da região metropolitana do Recife, PE Perception of environmental macrophytes aquatic environmental impacts by students of metropolitan area Recife, PE. **REMEA-Revista Eletrônica do Mestrado em Educação Ambiental**, v. 31, n. 1, p. 174-188, 2014

SOMLYÓDY, László; VARIS, Olli. Freshwater under pressure. **International Review for Environmental Strategies**, v. 6, n. 2, p. 181-204, 2006.

SPIRN, Anne Whiston. Ecological Urbanism: A Framework for the Design of Resilient Cities (2014). In: **The Ecological Design and Planning Reader**. Island Press/Center for Resource Economics, 2014. p. 557-571.

STOTTMEISTER, U. *et al.* Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. **Biotechnology advances**, v. 22, n. 1, p. 93-117, 2003.

STRAŠKRABA, M. Ecotechnology as a new means for environmental management. **Ecological Engineering**, v. 2, n. 4, p. 311-331, 1993.

STRAŠKRABA, M.; TUNDISI, J. G. Reservatórios como ecossistemas. **Diretrizes para o gerenciamento de lagos**. São Carlos: Rima, p. 41-106, 2000.

TANNER, Chris C. Plants for constructed wetland treatment systems—a comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. **Ecological engineering**, v. 7, n. 1, p. 59-83, 1996.

TANNER, Chris C.; HEADLEY, Tom R. Components of floating emergent macrophyte treatment wetlands influencing removal of stormwater pollutants. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 3, p. 474-486, 2011.

THOMAZ, S. M. Fatores ecológicos associados à colonização e ao desenvolvimento de macrófitas aquáticas e desafios de manejo. **Planta daninha**, v. 20, n. 1, p. 21-33, 2002.

TUCCI, Carlos EM; PORTO, Rubem La Laina; BARROS, Mario TD. Drenagem urbana. In: **Drenagem urbana**. ABRH/UFRGS, 1995.

TUCCI, Carlos EM. Gerenciamento integrado das inundações urbanas no Brasil. **Revista de Gestión del Agua de América Latina**, v. 1, n. 1, p. 59-73, 2004.

TUCCI, Carlos EM. Gestão integrada das águas urbanas. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, v. 5, n. 2, p. 71-81, 2008.

TUCCI, Carlos EM *et al.* Hidrologia: ciência e aplicação. **Porto Alegre: Editora da**, 2012.

TUNDISI, José Galizia. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. **Estudos avançados**, v. 22, n. 63, p. 7-16, 2008.

URBONAS, Ben; STAHR, Peter. **Stormwater: best management practices and detention for water quality, drainage, and CSO management**. 1993.

VALENTIM, Marcelus Alexander Acorinte et al. Desempenho de leitos cultivados ("constructed wetland") para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação. 2003.

VON SPERLING, Marcos. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. DESA/UFMG, 2007.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Editora UFMG, 1996.

VORREITER, Louisa *et al.* Incidence of the first flush phenomenon in catchments of the Sydney region. **Water Down Under 94: Surface Hydrology and Water Resources Papers; Preprints of Papers**, p. 359, 1994.

WALLACE, Scott; KADLEC, Robert. BTEX degradation in a cold-climate wetland system. **Water Science and Technology**, v. 51, n. 9, p. 165-171, 2005

WALSH, Christopher J. et al. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 24, n. 3, p. 706-723, 2005.

WANG, Chih-Yu; SAMPLE, David J. Assessment of the nutrient removal effectiveness of floating treatment wetlands applied to urban retention ponds. **Journal of environmental management**, v. 137, p. 23-35, 2014.

WATER, Melbourne. **WSUD Engineering Procedures: Stormwater: Stormwater**. CSIRO PUBLISHING, 2005.

WEATHERHEAD, E. K.; HOWDEN, N. J. K. The relationship between land use and surface water resources in the UK. **Land Use Policy**, v. 26, p. S243-S250, 2009.

WEAVER, John Ernest; CLEMENTS, Frederick Edward. **Plant Ecology: 2d Ed.** McGraw-Hill, 1938.

WERAGODA, S. K. *et al.* Tropical application of floating treatment wetlands. **Wetlands**, v. 32, n. 5, p. 955-961, 2012.

WHITE, Sarah A.; COUSINS, Matthew M. Floating treatment wetland aided remediation of nitrogen and phosphorus from simulated stormwater runoff. **Ecological engineering**, v. 61, p. 207-215, 2013.

WINSTON, Ryan J. *et al.* Evaluation of floating treatment wetlands as retrofits to existing stormwater retention ponds. **Ecological engineering**, v. 54, p. 254-265, 2013.

ZHANG, Dong Qing *et al.* Application of constructed wetlands for wastewater treatment in developing countries—a review of recent developments (2000–2013). **Journal of environmental management**, v. 141, p. 116-131, 2014.

ZHAO, Fengliang *et al.* Purifying eutrophic river waters with integrated floating island systems. **Ecological Engineering**, v. 40, p. 53-60, 2012.