

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS
HÍDRICOS E SANEAMENTO AMBIENTAL

Adriana Torres Medeiros

Avaliação da viabilidade técnica para revitalização de rios
urbanos: estudo de caso Arroio Dilúvio

Porto Alegre

2022

Adriana Torres Medeiros

**Avaliação da viabilidade técnica para
revitalização de rios urbanos: estudo de caso
Arroio Dilúvio**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito à obtenção do grau de Mestre.

Orientador: Fernando Dornelles

Coorientadora: Maria Cristina de Almeida
Silva

Porto Alegre

2022

CIP - Catalogação na Publicação

Medeiros, Adriana Torres
Avaliação da viabilidade técnica para revitalização
de rios urbanos: estudo de caso Arroio Dilúvio /
Adriana Torres Medeiros. -- 2022.
107 f.
Orientadora: Fernando Dornelles.

Coorientadora: Maria Cristina de Almeida Silva.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal do
Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas,
Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e
Saneamento Ambiental, Porto Alegre, BR-RS, 2022.

1. Avaliação multicritério. 2. Recuperação de
qualidade de água. 3. Intervenções no canal. 4.
Revitalização. I. Dornelles, Fernando, orient. II.
Silva, Maria Cristina de Almeida, coorient. III.
Título.



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
 INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS
 Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e
 Saneamento Ambiental – PPGRHSA



Ata de Sessão de Defesa de Dissertação de Mestrado

Aluna:	ADRIANA TORRES MEDEIROS
Título da Dissertação:	AVALIAÇÃO MULTICRITÉRIAL PARA VIABILIDADE DO USO DO LEITO EM REVITALIZAÇÃO DE RIOS URBANOS
Orientador:	Prof. Dr. Fernando Dornelles
Coorientadora:	Profa. Dra. Maria Cristina de Almeida Silva

Parecer conclusivo dos membros da banca examinadora:

Membro da banca examinadora	Dissertação Aprovada	Dissertação Não Aprovada	Assinatura
Prof. Dr. Joel Arruoh Goldenfum PPGRHSA/UFRGS	X		 <small>Documento assinado digitalmente JOEL ARRUAH GOLDENFUM Data: 01/11/2022 10:07:00-0100 Verifique em https://gov.br/validar</small>
Prof. Dr. Jaime Joaquim da Silva Pereira Cabral Escola Politécnica de Pernambuco - UPE	X		 <small>Documento assinado digitalmente JAIME JOAQUIM DA SILVA PEREIRA CABRAL Data: 01/11/2022 10:07:00-0100 Verifique em https://gov.br/validar</small>
Profa. Dra. Luísa Helena Ribeiro Rodrigues PPGRHSA/UFRGS	X		 <small>Documento assinado digitalmente LUISA HELENA RIBEIRO RODRIGUES Data: 01/11/2022 10:07:00-0100 Verifique em https://gov.br/validar</small>
Prof. Dr. Fernando Dornelles PPGRHSA (Orientador)	Presidente da banca		 <small>Documento assinado digitalmente FERNANDO DORNELLES Data: 01/11/2022 10:08:00-0100 Verifique em https://gov.br/validar</small>

Resumo das correções solicitadas:

As correções serão atendidas conforme as sugestões da banca juntamente com a apresentação do comprovante de submissão do artigo para revista científica.

Data limite para entrega de versão final com as correções (até 60 dias): 60 dias

Voto de louvor:

A dissertação é um trabalho excepcional, contribuindo relevantemente para o conhecimento do problema, merecendo, pela manifestação unânime de todos os membros da banca, voto de louvor?	Sim	Não
		X

Assinatura do aluno: ADRIANA TORRES MEDEIROS
Data: 01/11/2022 11:00:00-0100
 Verifique em https://gov.br/validar

Porto Alegre, 30 de novembro de 2022.

Agradecimentos

Esse período (2020-2022) foi atípico para o mundo todo e acredito que não deveria iniciar meus agradecimentos se não agradecendo as ações Dele. Agradeço a Ele pelos caminhos iluminados para alcançar as minhas realizações pessoais. Mas, o mais importante, agradeço pelos momentos reconfortantes que Ele nos enviou em meio a perdas, desesperança e angústia passadas por nós e pelas famílias das mais de 6,2 milhões de filhos, irmãos e pais que foram levados a Seu encontro.

Ao professor Fernando Dornelles e a professora Maria Cristina de Almeida Silva pelo entusiasmo e toda troca de conhecimento ao longo desse período de trabalho. Além disso, agradeço a amizade construída ao longo desse processo.

Aos membros da banca examinadora professora Lúcia Ribeiro Rodrigues, professor Joel Avruch Goldenfum e professor Jaime Cabral pelas contribuições ao trabalho.

Ao Instituto de Pesquisas Hidráulicas por propiciar adequada para a capacitação e troca de conhecimento entre seus membros.

Ao CNPq pelo suporte financeiro e bolsa de pesquisador concedida (número da bolsa: 132769/2020-4).

Ao apoio e carinho dos meus familiares. Aos meus pais Neusa e Paulo. Às minhas irmãs Nedja, Lúcia, Daiane, Paula e Vitória. Ao meu irmão Paulo. Aos meus sobrinhos Luísa e Bernardo.

Aos meus amigos. E, meus amigos e companheiros de trabalho: Lélis, Diego e Miguel. Ao Cayo e a Mari por tornarem Porto Alegre um novo lar e facilitar a construção desse trabalho.

À Gabs pela mais pura amizade, companheirismo e apoio em todos os momentos.

Resumo

O processo de urbanização nas áreas de várzea, baseado em alternativas de intervenção que utilizaram a canalização e retificação dos rios como forma de controlar e minimizar os impactos locais de inundações, influencia significativamente a dinâmica ecossistêmica dos rios. Ainda, observa-se o descarte inadequado de resíduos urbanos e de efluentes domésticos como um dos principais problemas a serem enfrentados na revitalização de rios urbanos. Somada a essa problemática, a revitalização de rios urbanos enfrenta a resistência para repor a superfície hídrica de uma região consolidada, que em geral é densamente ocupada e apresenta escassez de saneamento básico adequado. Uma vez que, em muitos casos, os rios urbanos estão confinados, poluídos e por terem toda várzea ocupada por vias de tráfego, necessitam de obras de grande porte para tornar as águas e as margens urbanisticamente acessíveis e disponíveis para população. Dessa maneira, a adoção de uma abordagem não tradicional, ambientalmente mais integrada, desponta como solução alternativa de intervenção para superar as dificuldades apontadas. Assim, o presente estudo propõe o desenvolvimento de um método para avaliação de viabilidade técnica para intervenções de revitalização de rios urbanos com estruturas hidráulicas, de melhoramento da qualidade d'água e de fruição no próprio leito em cursos de água em áreas urbanas, com base em condicionantes que integrem aspectos geomorfológicos, hidrológicos, hidráulicos e sanitários. Desse modo, essa pesquisa insere-se no contexto do processo de revitalização de rios urbanos, objetivando apoiar tecnicamente a tomada de decisão, indicando a viabilidade de revitalização de rios urbanos por meio de uma avaliação preliminar que integre aspectos geomorfológicos, hidrológicos, hidráulicos e sanitários. O método proposto baseia-se em uma avaliação quali-quantitativa em 4 etapas de impactos com base em condicionantes que integram diferentes aspectos, sendo elas: i) diagnóstico geomorfológico, hidráulico, hidrológico e sanitário da bacia hidrográfica; ii) delimitação das premissas do projeto de intervenção no trecho do curso de água; iii) avaliação do uso da calha do rio para cada condicionante proposto e iv) avaliação geral do uso da calha do rio no processo de revitalização. De forma a aplicar e validar o método proposto, foi realizado um estudo de caso em um trecho selecionado no Arroio Dilúvio em Porto Alegre – RS, Brasil, em que foi avaliada a possibilidade de uma revitalização dentro da calha do próprio arroio. A metodologia se mostrou coerente e de aplicação dinâmica, podendo vir a constituir uma ferramenta útil de auxílio à decisão na fase preliminar de análise de projetos.

Palavras-Chave: Recuperação de qualidade de água. Intervenções no canal. Revitalização.

Abstract

The urbanization process in floodplain areas, based on intervention alternatives that use canalization and rectification of rivers as a way to control and minimize the local impacts of flooding, significantly influences the ecosystem dynamics of rivers. Even so, note the residual disposal of urban waste and domestic effluents as one of the main problems to be faced in the rehabilitation of urban rivers. Added to this problem, the requalification of urban rivers faces resistance to reporting the water surface of a consolidated region, which is generally densely occupied and has a lack of adequate basic sanitation. Since, in many cases, urban rivers are confined, polluted and because they have the entire floodplain occupied by traffic routes, they are exposed to large-scale works to make the waters and banks urbanistically accessible and available to the population. In this way, the adoption of a non-traditional, more environmentally integrated approach emerges as an alternative intervention solution to overcome the difficulties mentioned. Thus, the present study proposes the development of a method for evaluating the technical feasibility of interventions to revitalize urban rivers with hydraulic structures, to improve water quality and enjoyment in the bed itself in watercourses in urban areas, based on in conditions that include geomorphological, hydrological, hydraulic and sanitary aspects. Thus, this research is inserted in the context of the recovery process of urban rivers, aiming to technically support decision-making, indicating the viability of revitalizing urban rivers through a preliminary assessment that integrates geomorphological, hydrological, hydraulic and sanitary aspects . The proposed method is based on a quali-quantitative evaluation in 4 stages of effects based on conditions that integrate different aspects, namely: i) geomorphological, hydraulic, hydrological and sanitary diagnosis of the hydrographic basin; ii) delimitation of the premises of the intervention project in the stretch of the watercourse; iii) evaluation of the use of the river channel for each proposed condition and iv) general evaluation of the use of the river channel in the revitalization process. In order to apply and validate the proposed method, a case study was carried out in a selected section of the Arroio Dilúvio in Porto Alegre - RS, Brazil, in which the possibility of revitalizing the gutter of the stream itself was evaluated. The methodology proved to be coherent and dynamically applied, allowing it to become a useful decision-making tool in the preliminary phase of project analysis.

Key-words: Water quality recovery. Channel interventions. revitalization.

Lista de Figuras

Figura 3.1 – Balanço hídrico em diferentes cenários de permeabilização.	19
Figura 3.2 – Equilíbrio do processo de intervenção em corpos d’água.	29
Figura 3.3 – Esquema de requalificação de Cursos d’Água – Processos de renaturalização, revitalização e recuperação de ecossistema degradado.	31
Figura 3.4 – Barreira flutuante de contenção em resíduos sólidos no Arroio Dilúvio, localizada na região metropolitana de Porto Alegre - RS.	35
Figura 3.5 – Projeto de Restauração do Rio Cheonggyecheon, em Seul – KOR.	45
Figura 3.6 – Corte da visão panorâmica da estrada coberta sobre o córrego.	46
Figura 3.7 – Corte da visão panorâmica da desmontagem tabuleiros de viadutos.	46
Figura 3.8 – Paisagismo para a área recuperada	47
Figura 3.9 – Paisagismo para a área recuperada	48
Figura 3.10–Fonte de água com qualidade e recirculação em canal revitalizado.	51
Figura 3.11–Restauração do rio San Antonio, em Texas – EUA.	52
Figura 3.12–Localizado na capital da Filipinas, Manila, repleto de resíduo sólido.	53
Figura 3.13–Jardins flutuantes – <i>wetlands</i> coberta por plantas aquáticas.	54
Figura 3.14–Situação atual do reservatório in-line da AV. Politécnica.	56
Figura 3.15–Imagem ilustrativa resultado da parametrização do reservatório in-line da AV. Politécnica.	57
Figura 4.1 – Etapas metodológicas do processo decisório da viabilidade do uso do leito em revitalização de rios urbanos.	59
Figura 4.2 – Configuração das vazões do layout do projeto.	61
Figura 4.3 – Layout do sistema de melhoramento das águas.	61
Figura 4.4 – condicionantes hidrológicos hidráulicos e sanitários avaliados na calha do rio do processo de revitalização do rio.	65
Figura 4.5 – Representação gráfica da faixa de extensão lateral máxima.	72
Figura 5.1 – Mapa da bacia hidrográfica do Arroio Dilúvio, RS, Brasil.	74
Figura 5.2 – Arroio Dilúvio antes e depois das obras de retificação e canalização.	75

Figura 5.3 – Nascente do Arroio Dilúvio no Parque Saint-Hilaire, em Viamão – RS.	76
Figura 5.4 – Trecho médio adotado de 1km do arroio Dilúvio.	78
Figura 5.5 – Área impermeável média para cada sub-bacia do Arroio Dilúvio: Cenário Atual de Urbanização (Esquerda) e o Cenário Futuro de Urbanização (Direita) obtido a partir das diretrizes do PDDUA de Porto Alegre. . .	79
Figura 5.6 – Canal do Arroio Dilúvio — Porto Alegre/RS.	82
Figura 5.7 – Representação gráfica dos trechos paisagístico e o operacional (melhoramento da qualidade das águas).	89
Figura 5.8 – Imagem esquerda: atual situação do Arroio Dilúvio e imagem direita: fotomontagem do projeto de revitalização na calha do Arroio Dilúvio. .	91
Figura 5.9 – Imagem esquerda: atual situação do Arroio Dilúvio e imagem direita: fotomontagem do projeto de revitalização na calha do Arroio Dilúvio. .	91
Figura 5.10 – Integração entre áreas lindeiras ao Arroio Dilúvio, formando uma região multifuncional e integrador das áreas urbanas adjacentes.	92

Lista de Tabelas

Tabela 3.1 – Classificação dos recursos hídricos quanto ao uso – Águas doces.	25
Tabela 3.2 – Classificação e os parâmetro de qualidade das águas doces.	26
Tabela 4.1 – Limites para contato secundário, segundo a Resolução CONAMA n° 357/2005.	66
Tabela 4.2 – Estruturas para o melhoramento das aguas e seus dos respectivos Parâmetros.	67
Tabela 5.1 – Vazões máximas (m ³ /s) nas seções do arroio Dilúvio – Trecho adotado.	79
Tabela 5.2 – Curva de permanência do Arroio Dilúvio.	80
Tabela 5.3 – Dimensionamento interno da galeria lateral.	81
Tabela 5.4 – Dimensionamento externo da galeria lateral.	81
Tabela 5.5 – Análises dos parâmetros das águas do Arroio Dilúvio.	83
Tabela 5.6 – Dimensionamento externo da galeria lateral.	88

Lista de abreviaturas e siglas

ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
APP	Área de Preservação Permanente
AV	Avenida
Cemetrs	Centro Estadual de Meteorologia do Rio Grande do Sul
<i>CN</i>	<i>Curve Number</i>
<i>COE</i>	<i>United States Army Corps of Engineers</i>
CONAMA	Conselho Nacional Do Meio Ambiente
CPRM	Companhia De Pesquisa De Recursos Minerais
CT	Coliformes Termotolerantes
CNM	Confederação Nacional dos Municípios
DBO	Demanda Biológica De Oxigênio
DEP	Departamento de Esgotos Pluviais
DQO	Demanda Química de Oxigênio
<i>EPA</i>	<i>Environmental protection agency</i>
EUA	Estados Unidos da América
FCTH	Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica
IPH	Instituto de Pesquisas Hidráulicas

<i>KBPIP</i>	<i>Kapit Bisig Para Sa Ilog Pasig</i>
KOR	Coreia Do Sul
NBR	Norma Técnica Brasileira
NRCS	Serviço de Conservação de Recursos Naturais
OD	Oxigênio Dissolvido
ONU	Organização das Nações Unidas
PDDUA	Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano
PDDUrb	Plano Diretor de drenagem Urbana
pH	Potencial hidrogeniônico
PMPA	Prefeitura Municipal de Porto Alegre
PMV	Prefeitura Municipal de Viamão
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
PUCRS	Pontificia Universidade Católica do Rio Grande do Sul
<i>SACIP</i>	<i>San Antonio Channel Improvements Project</i>
<i>SARA</i>	<i>San Antonio River Authority</i>
<i>SCS</i>	<i>Soil Conservation Service</i>
<i>ST</i>	Sólidos Totais
<i>SWMM</i>	<i>Storm Water Management Model</i>
T	Temperatura da água
TZ	Turbidez
UFRGS	Universidade Federal do Rio Grande do Sul
<i>USEPA</i>	<i>United States Environmental Protection Agency</i>

Conteúdo

1	INTRODUÇÃO	15
2	OBJETIVOS	17
2.1	Objetivo geral	17
2.2	Objetivos específicos	17
3	REVISÃO DA LITERATURA	18
3.1	O processo de urbanização e os seus impactos nas bacias urbanas	18
3.1.1	Inundações e alagamentos urbanos	20
3.1.2	Gestão e manejo das águas pluviais urbanas	21
3.1.3	Ocupação das margens de fundo de vale	22
3.2	canalização de cursos de água	22
3.2.1	Aspectos históricos	22
3.2.1.1	Teoria higienista	22
3.2.1.2	Canalização dos rios	23
3.3	Qualidade das águas urbanas	24
3.3.1	Fontes de degradação da qualidade da água dos rios urbanos	24
3.3.1.1	Poluição por carga pontual	24
3.3.1.2	Poluição por carga difusa	25
3.3.1.3	Resolução CONAMA Nº 357/2005	25
3.4	Variáveis de qualidade dos recursos hídricos	26
3.4.1	Variáveis físicas da água	26
3.4.1.1	Variáveis químicas da água	27
3.4.1.2	Variáveis biológicas da água	28
3.5	A requalificação de cursos de água	29
3.5.1	Aspectos gerais	29
3.5.2	Objetivos de intervenção	29
3.5.3	Remediação das águas poluídas no próprio leito de rios urbanos	34
3.5.3.1	Barreira flutuante para resíduos sólidos	35
3.5.3.2	Sistema de aeração	35
3.5.3.3	Banhado construído (<i>wetland</i>)	37
3.5.3.3.1	Substrato	39
3.5.3.3.2	Macrófitas	39
3.5.3.3.3	Microrganismos	40

3.5.3.4	Sistema de desinfecção	40
3.5.4	Desafios encontrados na requalificação de cursos de água brasileiros	41
3.5.5	Alternativas de intervenção no leito em cursos de água urbanos	42
3.6	Exemplos de projetos que utilizaram o leito na revitalização do rio urbano	43
3.6.1	Rio Cheonggyecheon: Seul, Coréia Do Sul	43
3.6.1.1	Contexto histórico	43
3.6.1.2	Objetivo e metas	45
3.6.1.3	Desenvolvimento técnico	45
3.6.1.4	Críticas e desvantagens	48
3.6.2	Rio San Antonio: Texas, Estados Unidos da América	49
3.6.2.1	Contexto histórico	49
3.6.2.2	Objetivos e metas	50
3.6.2.3	Desenvolvimento técnico	51
3.6.2.4	Críticas e desvantagens	51
3.6.3	Rio Pasig: Manila, Filipinas	52
3.6.3.1	Contexto histórico	52
3.6.3.2	Objetivos e metas	53
3.6.3.3	Desenvolvimento técnico	53
3.6.3.4	Críticas e desvantagens	55
3.6.4	Rio Jaguaré: São Paulo, Brasil	55
3.6.4.1	Objetivos e metas	55
3.6.4.2	Desenvolvimento técnico	55
4	METODOLOGIA PARA AVALIAÇÃO DO USO DO LEITO EM REVITALIZAÇÃO	58
4.1	Introdução	58
4.2	Metodologia proposta	59
4.2.1	Esquema proposto	59
4.3	Premissas fundamentais	62
4.3.1	Vazão de ocorrência máxima do rio associada ao tempo de retorno	62
4.3.2	Vazão paisagística	63
4.3.3	Taxa de ocupação da área molhada	63
4.3.4	Dimensionamento da galeria	64
4.4	Proposição de condicionantes de viabilidade	64
4.4.1	Condicionante relativo à qualidade da água	66
4.4.1.1	Barreira flutuante	67
4.4.1.2	Sistema de aeração	67
4.4.1.3	Banhado construído (<i>wetland</i>)	68
4.4.1.4	Desinfecção por radiação solar	70

4.4.2	Condicionante referente às margens do rio	71
4.4.3	Taxa de ocupação do trecho destinado ao melhoramento da água	72
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO: ESTUDO DE CASO DO ARROIO DILÚVIO	73
5.1	O Arroio Dilúvio	73
5.1.1	Alterações históricas	74
5.2	Diagnóstico e análise das condições do curso de água e das áreas ribeirinhas	75
5.2.1	Hidrologia e topografia da região	75
5.2.2	Qualidade da água	77
5.3	Premissas fundamentais	78
5.3.1	Trecho do rio selecionado	78
5.3.2	Vazão máxima de projeto	78
5.3.3	Vazão paisagística	80
5.3.4	Dimensionamento da galeria lateral	80
5.4	Proposição de condicionantes	81
5.4.1	Condicionante relativo à qualidade da água	82
5.4.2	Condicionante referente às margens do rio	87
5.4.3	Taxa de ocupação do trecho de revitalização	88
5.5	Resultados e discussão	89
6	CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS	93
	Bibliografia	96

Capítulo 1

Introdução

A disponibilidade e a qualidade da água possuem inseparável ligação com o crescimento de uma sociedade. Entretanto, em decorrência do crescimento demográfico acelerado registrado nas últimas décadas, a poluição e a degradação dos recursos hídricos se tornaram parte da realidade cotidiana das grandes cidades brasileiras (Carli e Costa, 2020).

A degradação dos recursos hídricos é a problemática que apresenta um vasto campo de tensões e conflitos, que envolve múltiplos atores e interesses setoriais pelo uso desse recurso natural (Alonso, 2018), sendo cada vez mais exacerbado à medida que o lançamento das cargas poluidoras geradas no meio urbano é intensificado nos corpos d'água. Percebe-se, ainda, que a descaracterização das áreas de várzea resultou na perda da complexa relação de equilíbrio entre ambiente aquático e terrestre, impactando sobre a biota do corpo d'água (Barbieri, 2019).

A requalificação de rios urbanos apresenta grande desafio para ser implementada à medida que o custo da desocupação das áreas de várzea passa a ser mais elevado que a viabilidade desse processo. Dessa forma, é preciso adotar medidas que minimizem os danos gerados por ocupações inadequadas e assegurar a não ocupação das áreas ainda livres (Silva e Porto, 2017).

Em uma análise da literatura internacional sobre a requalificação de rios urbanos, observa-se projetos marcantes que propuseram ser mais que as ações de saneamento (Saenz, 2010). Nesse sentido, percebe-se a tentativa de reinserir os rios na paisagem urbana, indo além de apenas melhorar a qualidade da água como objetivo final do processo de requalificações dos cursos d'água, promovendo a aproximação da participação pública, conectando espaços públicos e valorizando os serviços ambientais prestados à cidade pelos

rios. Com essa perspectiva, é possível citar alguns exemplos que utilizaram as calhas dos rios nos projetos de revitalização: Rio San Antonio no Texas - Estados Unidos da América; Rio Cheonggyecheon em Seul – Coreia do Sul; Projeto Rio Los Angeles na Califórnia; Rio Li-Chuang em Li-Chuang — Taiwan e o rio Yangtzé em Zhangjiagang — China.

No Brasil, a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), estabelecido pela Lei nº 9.433/97 (Brasil, 1997), foi o principal marco jurídico institucional, pois apresenta o propósito de promover a sustentabilidade ambiental dos recursos hídricos, além de promover uma gestão compartilhada das águas. Dessa maneira, por meio deste trabalho, busca-se desenvolver uma metodologia para avaliação de uma intervenção de revitalização de rio urbano com estruturas hidráulicas e de melhoramento da qualidade da água no próprio leito, a validação da metodologia proposta é efetuada a partir de sua aplicação em um trecho do Arroio Dilúvio, localizada na região metropolitana de Porto Alegre - RS. Esse trabalho é especialmente recomendado em cursos de água localizados em áreas urbanas, densamente ocupadas e impermeabilizadas.

Capítulo 2

Objetivos

2.1 Objetivo geral

O presente estudo propõe o desenvolvimento de um método que avalie a viabilidade técnica do uso de um trecho do leito em projeto de revitalização, permitindo validar ou não as premissas consideradas a partir de estudo de caso, com estruturas hidráulicas, de melhoramento da qualidade d'água e de fruição no próprio leito em cursos de água em áreas urbanas, com base em condicionantes que integrem aspectos geomorfológicos, hidrológicos, hidráulicos e sanitários.

2.2 Objetivos específicos

- Propor conjunto mínimo de condicionantes limitantes de uma revitalização no leito de um rio urbano;
- Estabelecer os critérios de viabilidade técnica com base nos condicionantes.

Capítulo 3

Revisão da literatura

3.1 O processo de urbanização e os seus impactos nas bacias urbanas

O desenvolvimento dos centros urbanos foi intensificado com o avançar do processo da industrialização. O êxodo rural foi evidenciado pela possibilidade de uma nova vida. Contudo, muitas cidades brasileiras não estavam preparadas para receber essa população, fazendo com que esse crescimento acontecesse de forma não planejada. Assim, muitos centros urbanos se desenvolveram sem uma infraestrutura básica adequada para os habitantes, gerando muitos impactos ambientais nessas regiões.

Nesse sentido, é possível observar que muitos cursos d'água inseridos dentro dos centros urbanos foram desassistidos pela falta de políticas públicas de preservação, entre eles estão, por exemplo: Arroio Dilúvio – Bacia do Arroio Dilúvio (Rio Grande do Sul); Rio Tiete – Bacia do Rio Tiete (São Paulo) e o Rio Salgadinho – Bacia do Reginaldo (Alagoas). A urbanização ocupou as várzeas dos rios sem qualquer planejamento, controle ou infraestrutura pública. De tal modo, vários processos aconteceram nessas bacias urbanas, que acabaram por prejudicar a qualidade das águas superficiais, uma vez que, em muitos casos, os rios urbanos foram confinados e se tornaram apenas um meio de evacuar os dejetos a jusante.

Uma das principais consequências que a urbanização e seus impactos ambientais causam aos rios é proveniente da poluição difusa. À medida que a mancha urbana se expande sem regulação territorial e serviços adequados de saneamento, as cargas poluentes são direcionadas para os rios, contribuindo para a sua degradação. Quando isso ocorre,

há prejuízo à qualidade da água do rio e todo o seu ecossistema, impactando-o assim seus diferentes usos, como para abastecimento de água, pesca ou recreação (Silva e Porto, 2017).

A poluição ocasiona grande deterioração ecológica com a alteração das características físicas, químicas ou biológicas das águas naturais. Alterações na temperatura, turbidez, oxigênio dissolvido, pH, concentração de amônia e matéria orgânica podem causar mortandade de peixes e outros organismos invertebrados (Alves et al., 2018). Além disso, a poluição pode acelerar processos como o de acidificação das águas naturais e o de alteração do estado trófico desses ambientes, processo mais conhecido como eutrofização de águas naturais (Silva et al., 2020).

Assim, na Figura 3.1, as transformações são observadas no balanço hídrico, relacionadas ao processo de ocupação do espaço, devido à eliminação da cobertura vegetal e da impermeabilização dos solos. Nesse sentido, nota-se o aumento do volume e da velocidade da água escoada superficialmente, consequência das reduções da interceptação, da evapotranspiração, do armazenamento superficial e da infiltração das águas pluviais, acelerando os picos de cheia e amplificando os fenômenos de inundação.

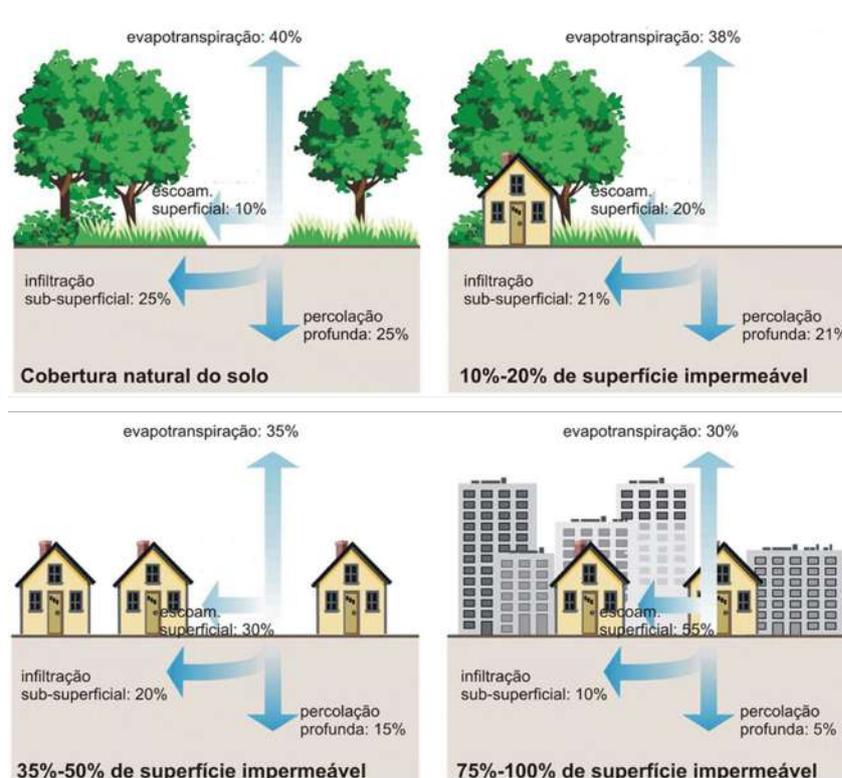


Figura 3.1 – Balanço hídrico em diferentes cenários de permeabilização.

Fonte: Bernard e Tuttle (1998).

De modo geral, é possível afirmar que até atingir um ponto de estagnação, quanto mais uma região se urbaniza, maiores serão os seguintes impactos: alterações no balanço hídrico com o aumento das vazões máximas e da sua frequência de ocorrência; aumento da

produção de resíduos sólidos e sedimentos, devido à ausência de proteção das superfícies e à produção de lixo, e a deterioração da qualidade da água superficial e subterrânea como consequência da lavagem das ruas, do transporte de materiais sólidos.

Dessa maneira, quando associados aos sistemas clássicos de drenagem, isto é, aqueles que tem como prioridade secar toda a cidade o mais rápido possível e os efeitos da urbanização, é observada a elevação da magnitude dos picos de cheia que acarreta frequentes falhas de funcionamento, o que resulta em problemas de inundação e seus respectivos impactos sociais e econômicos. Convergindo nesse ponto, [Tucci \(2002\)](#) e [Menezes et al. \(2022\)](#) ressaltam, nos seus trabalhos, que a tendência observada de urbanização das cidades brasileiras foi baseada em aspectos como a expansão irregular, consequência da pouca obediência à regulamentação urbana, além de projetos de drenagem inadequados.

Ainda, em áreas urbanas, os cursos de água vêm sofrendo fortes impactos por meio de intervenções diretas (alterações de forma, estrutura e aparência), tendo muitas vezes seus cursos retificados, com leitos e margens cobertos em concreto.

Outro ponto observado no desenvolvimento de muitas cidades brasileiras, é o cenário de escassez de recursos financeiros públicos para investimento em infraestrutura básica no setor de saneamento básico, tornando ou agravando o estado de muitos rios e córregos que se tornaram destino de esgoto e lixo ([Horizonte, 2001](#)).

3.1.1 Inundações e alagamentos urbanos

As inundações e alagamentos são fenômenos imprevisíveis e de ocorrência aleatória, decorrentes de chuvas intensas. Resultam da incapacidade de transporte de rios, riachos e galerias pluviais, levando ao extravasamento da água do seu leito natural. No meio dos diversos impactos provocados direta e indiretamente pelo processo de urbanização nas bacias hidrográficas, elas ganham destaque pela magnitude dos potenciais riscos sociais, ambientais, econômicos e de saúde pública que podem oferecer à população.

Segundo [Caldeira e Lima \(2020\)](#) em áreas urbanas, os seguintes fatores destacam-se como possíveis causas destes fenômenos: chuvas intensas; mudanças no balanço hídrico em regiões a montante das áreas urbanas e a urbanização. Segundo o próprio [Caldeira e Lima \(2020\)](#) e [Porto et al. \(1993\)](#), as inundações e alagamentos em ambiente urbano seriam consequência de:

- Impermeabilização de superfícies;
- Ocupação urbana indevida das margens dos fundos de vale e de áreas ribeirinhas como várzeas;
- Obstrução de canalizações e assoreamento de vales por detritos e sedimentos;

- Falhas em obras de drenagem inadequadas;
- Retificação, aprofundamentos, desvios e canalização de córregos em trechos a montante;
- Desmatamento e substituição da cobertura vegetal.

As principais consequências das inundações em áreas urbanas são de ordem econômica e social. De acordo com [Tucci \(2002\)](#), elas podem ser classificadas como: perdas humanas e econômicas; interrupção das atividades econômicas das áreas inundadas e a contaminação por doenças de veiculação hídrica e por material tóxico.

Nesse íterim, segundo [Zhongming et al. \(2021\)](#), no mundo, houve pelo menos 58.000 mortes entre 1970 e 2019, provocadas por enchentes e inundações. Neste mesmo período, os prejuízos possíveis de serem medidos somaram, aproximadamente cerca de 115 *bilhões* de dólares. Em relação aos prejuízos econômicos causados pelas chuvas no Brasil, estima-se prejuízo de 55 *bilhões* de reais entre outubro de 2017 e janeiro de 2022, segundo estudo da Confederação Nacional de Municípios ([CNM, 2022](#)).

3.1.2 Gestão e manejo das águas pluviais urbanas

O desenvolvimento urbano tem produzido um ciclo de contaminação gerado pelos efluentes da população urbana, que são o esgoto doméstico/industrial e das águas pluviais. Segundo [Tucci \(1997\)](#), esse processo ocorre em virtude do:

- Despejo sem tratamento dos esgotos cloacais nos rios, contaminando os rios que possuem capacidade finita de diluição, devido à escassez de falta de investimentos e da baixa eficiência dos sistemas de tratamento;
- Despejo de poluição difusa oriunda de ligações irregulares de esgotos em galerias pluviais;
- Contaminação das águas subterrâneas por despejos industriais e domésticos ou do vazamento dos sistemas de esgoto sanitário;
- Depósitos de resíduos sólidos urbanos, que contaminam as águas superficiais e as subterrâneas;
- Ocupação do solo urbano sem controle do seu impacto sobre o sistema hídrico.

Com o tempo, áreas antes bem abastecidas tendem a reduzir a qualidade da sua água ou a exigir tratamento com técnicas mais complexas e caras da água fornecida à população. Portanto, mesmo existindo hoje uma boa cobertura do abastecimento de água

no Brasil, ela pode ficar comprometida se medidas de controle do ciclo de contaminação não forem tomadas.

Em consequência da ocupação e da falta de tratamento dos esgotos, a carga poluidora chega diretamente no rio, aumentando a probabilidade de eutrofização (Abell et al., 2022). Com o rio eutrófico, aumenta-se a proliferação de algas que consomem os nutrientes existentes e das toxinas que se acumulam no fundo dos lagos, dos quais alguns peixes também se alimentam das algas presentes (Alves et al., 2018).

3.1.3 Ocupação das margens de fundo de vale

A ocupação urbana das margens e de fundo de vale destaca-se pela supressão da cobertura vegetal e impermeabilização do solo, resultando na sua extinção ou redução da resistência das margens com o desmatamento. Essa ação também ocasiona a aceleração da erosão do canal e seu conseqüente alargamento, mudando a dinâmica dos cursos de água e contribuindo para condições de desequilíbrio e instabilidade (Siqueira et al., 2022). Além disso, ocorre o aumento da temperatura da água, da deposição de sedimentos, da turbidez e dos níveis de nutrientes, que são outras conseqüências associadas a esse tipo de intervenção.

Outro agravante negativo, relativo à ocupação de zonas de inundação, está no fato dessas áreas apresentarem um dos mais diversificados habitats da Terra, com um vasto número de espécies animais e vegetais, segundo Hale e Adams (2007). Destaca-se que essas áreas, além de exercerem um importante papel no desempenho do ciclo de nutrientes, também contribuem na fertilização do solo inundado e na promoção de áreas para recreação.

Dessa forma, além dos impactos sociais decorrentes das inundações urbanas associadas à ocupação inadequada e irregular dos fundos de vale, observam-se significativas alterações dos aspectos físicos e biológicos dos cursos d'águas.

3.2 canalização de cursos de água

3.2.1 Aspectos históricos

3.2.1.1 Teoria higienista

A partir no século XIX, os preceitos higienistas buscaram controlar inundações e evitar doenças de veiculação hídrica através da rápida evacuação das águas pluviais e servidas, desencadeando o processo de canalização e retificação dos cursos de água em áreas urbanas (Baptista et al., 2005).

A partir da década de 1960, observa-se uma perspectiva de mudança da gestão

da drenagem urbana embasada no enfoque sanitário-higienista para ambiental, visto a desarmonia presente na urbanização sobre a qualidade e quantidade dos recursos hídricos e as limitações dos sistemas de drenagem tradicionais (Cruz e Silveira, 2007).

Nesta sequência, as limitações dos sistemas clássicos propostos de drenagem se tornaram mais nítidas, surgindo um novo direcionamento do meio técnico para o desenvolvimento de técnicas alternativas ou compensatórias, que visam compensar os efeitos da urbanização sobre o balanço hídrico, relacionando os ganhos ambientais e sociais (Castro et al., 2004).

3.2.1.2 Canalização dos rios

Por muitos anos, acreditou-se que a canalização dos rios ou até mesmo com o confinamento deles por canais fechados contribuiriam para o desenvolvimento das cidades e para a prevenção contra inundações. Em algum caso, sobre os canais foram executadas vias para o trânsito de veículos, o que acabou desconfigurando por completo a paisagem natural.

Os projetos de canalização alteram a estrutura do canal e suas funções, reduzindo a biodiversidade ecológica, a estabilidade e da qualidade da água do canal, além de propiciar consideráveis mudanças nas características hidrológicas e paisagísticas (Carvalho et al., 2020).

Além disso, as alternativas de intervenção baseadas na canalização, na retificação e até mesmo no fechamento de cursos de água da paisagem urbana proporciona um aumento da velocidade da água e dos picos de cheia, o que pode elevar os problemas de inundação a jusante. Ainda, pode-se observar inundações decorrentes da incapacidade de operação plena e satisfatória desses sistemas, devido às dificuldades ou falhas na regulação dos despejos no canal.

Em vista disso, a implementação de intervenção que vise a recuperação ou a revitalização das condições naturais dos leitos dos cursos de água, bem como o controle do uso das áreas inundáveis, é uma alternativa que permite a valorização e reinserção de rios e córregos como elementos paisagísticos do tecido urbano. Além disso, cabe destacar que essa ação também propicia benefícios hidrológicos e hidráulicos para a bacia hidrográfica.

Nesse sentido, até em áreas densamente urbanizadas e ocupadas, é necessário objetivar estudos que visem a concepção de alternativas que não impactem mais o ambiente ou a população residente. Deve-se evitar a opção de total isolamento dos cursos de água que compõem o sistema de macrodrenagem.

Assim, Pompêo (2000) destaca que o conceito de drenagem urbana deve estar associado à perspectiva de sustentabilidade. O autor também ressalta que essas ações são baseadas na relação de três agentes: os ecossistemas naturais, o sistema urbano artificial e

a sociedade, considerando-se a complexidade das suas características. É necessário romper com práticas setorializadas de planejamento. Além disso, os projetos não devem se limitar somente à condição sanitária do corpo d'água, mas buscar a integração de um conjunto de variáveis (os naturais do rio, urbanísticas, sociais e de gestão no processo de decisão), promovendo uma visão holística do processo.

Segundo [Riley et al. \(1998\)](#), os profissionais técnicos reconheceram como benéficas, quando preservadas, as características naturais dos rios, como vegetação marginal, meandros, leitos de inundação, dentre outras, para a estabilidade dos canais. Por isso, devem estar contidas nos projetos de intervenção, devido à importância das funções que elas desempenham. Dessa forma, é possível reconhecer que os rios e os córregos urbanos não são apenas condutores de esgoto e de águas pluviais ([Large et al., 1998](#)).

Logo, a mudança da tendência convencional de isolamento e supressão das águas superficiais do ambiente urbano deve ser premissa de projetos de intervenção em cursos de água neste meio. O planejamento do uso e da ocupação do solo urbano deve ponderar alternativas de interferência no espaço, de forma a promover a melhoria da qualidade de vida da população e ganhos ambientais.

3.3 Qualidade das águas urbanas

3.3.1 Fontes de degradação da qualidade da água dos rios urbanos

Os mecanismos de poluição das águas podem ser divididos em duas categorias. A primeira consiste nas fontes de poluições pontuais que podem ser identificadas e diagnosticadas, sendo que, em muitos casos, é possível estabelecer ações corretivas ou mesmo punitivas. Ao contrário das fontes pontuais, a segunda categoria é referente às fontes difusas de poluição, cuja origem não pode ser facilmente identificada ([Soares et al., 2021](#); [Merten e Minella, 2002](#)).

3.3.1.1 Poluição por carga pontual

As fontes pontuais lançam efluentes em locais específicos dos corpos d'água. As principais contribuições dessa natureza se devem ao lançamento de esgotos domésticos não tratados ou parcialmente tratados, bem como os efluentes industriais. Assim, por estarem em local específico, são mais fáceis de serem identificadas, monitoradas e reguladas e frequentemente com regime contínuo de produção ([Nie et al., 2018](#); [Machado et al., 2010](#)).

A identificação e o mapeamento das áreas fornecedoras de substâncias poluidoras são de grande importância no planejamento, na adoção de medidas de controle da poluição e para uma avaliação do estado trófico dos corpos de água em uma bacia hidrográfica ([Steinke e Saito, 2008](#)).

3.3.1.2 Poluição por carga difusa

Emissões difusas são geradas em extensas áreas e, quando associadas à chuva e ao escoamento que dela resulta, chegam aos corpos de água de forma intermitente. As principais fontes que contribuem para o aporte de contaminantes de maneira difusa são a deposição atmosférica úmida e seca (Rodrigues, 2019), a lixiviação de compostos do solo e a drenagem de águas pluviais em ambientes rurais e urbanos (Mitchell, 2005).

Em regiões urbanas, as águas de drenagem podem carrear uma grande variedade de compostos potencialmente tóxicos para corpos aquáticos receptores. Além disso, devido à impermeabilização do solo, a taxa de infiltração da água é diminuída e, conseqüentemente, o escoamento na superfície torna-se maior (Rodrigues, 2019; Tucci e Bertoni, 2003). Segundo Taebi e Droste (2004), a qualidade do escoamento das águas de drenagem urbana é diretamente responsável pelo aumento das taxas de eutrofização em ambientes lacustres e pela diminuição na qualidade da água dos corpos .

3.3.1.3 Resolução CONAMA Nº 357/2005

As diretrizes de qualidade das águas brasileiras são estabelecidas pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), por meio da Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005), a qual dividiu as águas do território brasileiro três grandes categorias: águas doces, salobras e salinas. Em função dos usos preponderantes destas categorias, foram estabelecidas 9 classes, sendo cinco destas destinadas para águas doces, duas para águas salobras e duas para águas salinas. Cada classe é classificada por parâmetros de qualidade e indicadores específicos, de modo a assegurar a qualidade necessária para seus usos preponderantes. A Tabela 3.1 sintetiza as classes de enquadramento e os usos preponderantes dos recursos hídricos (águas doces).

Tabela 3.1 – Classificação dos recursos hídricos quanto ao uso – Águas doces.

Usos preponderantes	Classes				
	Especial	1	2	3	4
Abastecimento doméstico	X	X	X	X	
Recreação de contato primário		X	X		
Recreação de contato secundário				X	X
Proteção da comunidade aquática		X	X		
Irrigação		X	X	X	
Aquicultura		X	X		
Dessedentação de animais				X	
Navegação					X
Harmonia paisagística					X
Uso menos exigentes					X

Fonte: BRASIL (2005).

Segundo [Amorim \(2018\)](#), o enquadramento é um instrumento para a preservação dos níveis de qualidade dos corpos de água. Considera-se que o bem-estar humano, a saúde e o equilíbrio ecológico aquático não podem ser afetados por consequência da deterioração da qualidade das águas.

Os padrões de qualidade da água servem para regular e controlar os níveis de qualidade que podem ser mantidos no corpo hídrico, dependendo do uso que o mesmo está destinado. A utilização dos padrões de qualidade mantém a qualidade do curso hídrico ou define uma ação a ser realizada. [Xavier et al. \(2022\)](#) tratam os padrões de qualidade da água de modo mais complexo, reforçando que o critério deve ter suporte em informações científicas avaliadas no efeito dos poluentes na saúde humana, estética e ecossistema aquático.

A Tabela 3.2 apresenta as principais variáveis de qualidade da água e os respectivos padrões, de acordo com a sua classe de enquadramento.

Tabela 3.2 – Classificação e os parâmetro de qualidade das águas doces.

Parâmetro de qualidade	Classes				
	Especial	1	2	3	4
Cor (μH)	-	-	-	-	-
Turbidez (μT)	-	40	100	100	-
pH	-	6,0 – 9,0			
Oxigênio dissolvido (mg/L)	-	6,0	5,0	4,0	2,0
DBO (mg/L)	-	3,0	5,0	10,0	-
DQO (mg/L)	-	-	-	-	-
Nitrato (mg/L)	-	10,0			-
Fosforo (mg/L)	-	0,025			-
Sólidos dissolvidos (mg/L)	-	500			-
Coliformes totais (mg/L)	-	1	5	20	-
Coliformes termotolerantes (NMP/100 mL)	-	200	1	2.5	-

Fonte: BRASIL (2005).

3.4 Variáveis de qualidade dos recursos hídricos

A qualidade da água de um determinado recurso hídrico pode ser avaliada por meio das variáveis físicas, químicas e bacteriológicas, contemplando que tais variáveis possuem o objetivo de identificar as condições em que a água se encontra. A seguir são apresentadas as principais variáveis de qualidade da água e sua descrição sucinta.

3.4.1 Variáveis físicas da água

As características físicas da água estão relacionadas, principalmente, com o aspecto perceptível da mesma. As variáveis físicas associam-se, na maioria das vezes, aos sólidos

presentes. Estão incluídas nestas características: temperatura, cor, turbidez e sólidos totais.

- Temperatura é a energia cinética média das partículas de um sistema em equilíbrio térmico. Os corpos de água toleram variações de temperatura com flutuações climáticas normais (variações sazonais e diárias) (Von Sperling e Chernicharo, 1996);
- Cor é responsável pela coloração da água, constituída por coloides ou sólidos dissolvidos. De origem natural é derivada da decomposição de vegetais. Já a origem antrópica deriva-se de resíduos de várias tipologias de indústrias e de esgotos domésticos (Von Sperling e Chernicharo, 1996);
- A turbidez apresentada nas águas é causada pela presença de materiais em suspensão tais como argila, sílica, matéria orgânica e inorgânica finamente dividida e organismos microscópicos, resultantes tanto dos processos de erosão (Von Sperling e Chernicharo, 1996);
- Sólidos totais é a quantidade e a natureza dos sólidos nas águas é muito variável, são divididos em sólidos suspensos e sólidos dissolvidos. Os efeitos na vida aquática são indiretos, à medida que impedem a penetração de luz, reduzem o oxigênio dissolvido (OD) e induzem ao aquecimento da água. No controle de poluição de cursos d'água, o conhecimento da concentração dos sólidos suspensos é tão significativo quanto o conhecimento da DBO (Von Sperling e Chernicharo, 1996).

3.4.1.1 Variáveis químicas da água

As principais características químicas da água são: demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, oxigênio dissolvido, potencial hidrogeniônico, nitrato e o fósforo.

- Demanda bioquímica de oxigênio (DBO) é usada como uma medida da quantidade de oxigênio requerida para oxidação da matéria orgânica biodegradável presente na água, por ação bioquímica aeróbica. A demanda de oxigênio na água é exercida por três classes de materiais: matéria orgânica carbonácea, usada como uma fonte de alimentos para organismos aeróbios; matéria orgânica nitrogenada oxidável, os quais servem como alimento para bactérias específicas e os compostos químicos redutores, os quais são oxidados pelo oxigênio dissolvido (Von Sperling e Chernicharo, 1996);
- Demanda química de oxigênio (DQO) indica a quantidade de oxigênio necessária para oxidar quimicamente a matéria orgânica e inorgânica. Estima o teor de matéria orgânica presente na água, da mesma forma que ocorre com a DBO, porém em condições bastante enérgicas (Von Sperling e Chernicharo, 1996);

- Oxigênio dissolvido (OD) é quantidade de oxigênio dissolvido em águas naturais. Pode ser muito variável, sendo dependente da temperatura, salinidade, turbulência da água e pressão atmosférica. A importância da concentração de oxigênio dissolvido nas águas refere-se às quantidades necessárias para manutenção da vida aquática (Von Sperling e Chernicharo, 1996);
- Potencial hidrogeniônico (pH) é uma medida da atividade do íon hidrogênio numa amostra de água, retratando o equilíbrio ácido-base obtido pelos vários compostos dissolvidos, sais e gases. Em águas naturais, o íon hidrogênio atua como um fator de controle da dissociação de várias substâncias. Uma vez que compostos não dissociados são frequentemente mais tóxicos do que formas iônicas, o pH é um fator altamente significativo para determinar concentrações limite (Von Sperling e Chernicharo, 1996);
- Nitrato é um composto ocorre em águas originárias de esgotos domésticos e industriais ou da drenagem de áreas fertilizadas, podendo ser indicador cronológico da carga poluidora (Von Sperling e Chernicharo, 1996);
- Fósforo é um nutriente essencial às plantas, sendo provável que atue também como um fator limitante do seu crescimento. Na água, a forma conhecida do fósforo varia continuamente devido a processos de decomposição e síntese entre formas ligadas organicamente e formas inorganicamente oxidadas. O fósforo é raramente encontrado em concentrações significativas na água, pois é ativamente utilizado pelas plantas (Von Sperling e Chernicharo, 1996).

3.4.1.2 Variáveis biológicas da água

A qualidade bacteriológica da água tem como base o teste de indicadores não-patogênicos, principalmente do grupo coliforme. As bactérias ou vírus patogênicos causadores de doenças no homem se originam da mesma fonte, isto é, pelas descargas fecais de pessoas contaminadas.

- Coliformes totais e termotolerantes são microrganismos mais comumente empregados como indicadores de contaminação fecal. Este grupo abrange todos os bacilos gram – negativos, não formadores de esporos, aeróbicos ou anaeróbicos facultativos, que fermentam lactose produzindo gás dentro de 24-48 horas a 35 °C. O grupo coliforme é constituído de dois grandes gêneros: *Escherichia* e *Aerobacter*. Os coliformes termotolerantes representam uma parte dos coliformes totais capazes de formar ácido e gás a partir da lactose em 24 ± 2 horas a $44,5 \pm 0,2$ °C. A espécie mais comum é a *Escherichia coli*, embora representantes termo-tolerantes do gênero *Klebsiela* possam fornecer resposta semelhante. A *E. coli* é utilizada como medida mais precisa de contaminação fecal da água (Von Sperling e Chernicharo, 1996).

3.5 A requalificação de cursos de água

3.5.1 Aspectos gerais

Os projetos de intervenção devem visar o retorno ou estabelecer um novo equilíbrio dos cursos de água por meio da recuperação de sua estrutura, função e dinâmica. Deve-se proporcionar uma condição de balanço entre os processos de erosão e sedimentação do canal e a melhoria da qualidade da água (Riley et al., 1998).

A requalificação de rios é um projeto com muitas variáveis e que envolve variáveis ambientais, econômicas, políticas e sociais. Existem restrições técnicas individuais relativas a cada projeto, além de conflitos de interesse entre as partes envolvidas no processo de decisão, como da população que afetadas pelas propostas de intervenção. Desta maneira, segundo Findlay e Taylor (2006), devem ser considerados a viabilidade técnica e ambiental (Hidrologia, Qualidade da água, Geomorfologia, Ecologia), os aspectos econômicos (Ecologia), políticos (Política e Legislação) e sociais (Comunidade). Nesse trabalho aborda-se variáveis relacionadas as áreas marcadas em azul, conforme apresentado na Figura 3.2.

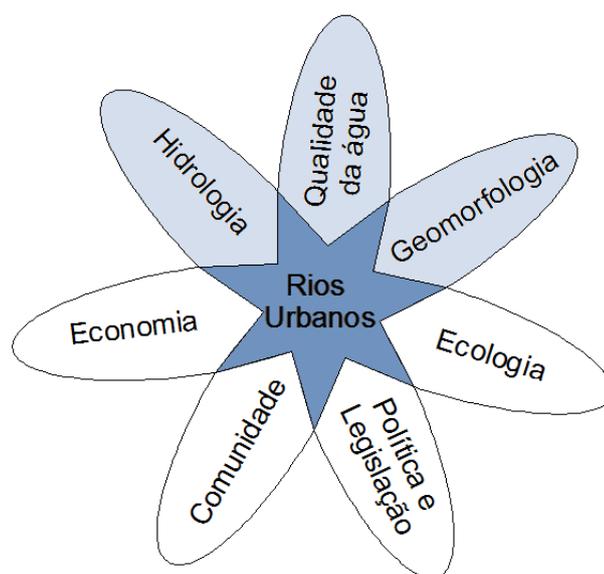


Figure 3.2 – Equilíbrio do processo de intervenção em corpos d'água.

Fonte: Adaptado de Findlay e Taylor (2006).

3.5.2 Objetivos de intervenção

As propostas de intervenção em cursos de água são únicas para cada situação, sendo relativas em função das metas e das individualidades de cada manancial. A essas considerações, acrescenta-se também a necessidade da avaliação da sua área adjacente e do envolvimento da população diretamente afetada, assim como das autoridades locais, viabilização econômica e manutenção do projeto (Cavalcanti et al., 2018).

Cengiz (2013) divide em três áreas, os princípios para estruturação ecológica do córrego e das áreas de várzea, sendo eles:

1) Princípios gerais: metas ecológicas de desenvolvimento econômico, a proteção e restauração das características naturais dos rios, restauração da comunidade ribeirinha, promoção de medidas que atraiam a população para próximo do corpo d'água;

2) Princípios de planejamento, em que é prevista a consolidação da relação entre a comunidade ribeirinha e o rio; conhecimento do ecossistema do rio, devido o seu dinamismo; minimizar o desenvolvimento humano nas várzeas; fornecer acesso público e recreação; promoção de eventos para a comemoração da história ambiental do rio, a fim de criar uma relação entre o rio e a sociedade;

3) Princípios do desenho, proteção da função natural do rio; criação de zonas de proteção para áreas sensíveis; restauração das moradias dos ribeirinhos; uso de alternativas não estruturais para gestão dos recursos hídricos; reduzir as construções impermeáveis; priorizar o uso de abordagens não estruturais e a instalação de equipamentos de lazer de forma segura para o usuário.

Esse trabalho definiu os processos de intervenção conforme o estudo desenvolvido por Cengiz (2013), o qual dividiu o manejo das águas em diferentes âmbitos (Figura 3.3), sendo eles:

- Reabilitação ou recuperação: recuperar as condições físicas, químicas e biológicas do corpo d'água, de modo a recompor as condições sanitárias do rio;
- Revitalização: retomar as relações entre o corpo d'água e a paisagem de forma funcional, reintroduzindo novamente a vida ao canal, sem privar outros usos;

Restauração ou naturalização: restabelecer as relações entre o corpo d'água e a paisagem, de modo a retornar o corpo d'água o mais próximo possível da condição natural.

A reaturalização de um rio ao seu estado original é algo impraticável. Isso se deve tanto pela falta dados das condições preexistentes quanto pela impossibilidade do retorno das condições anteriores, como no caso das mudanças urbanísticas, hidrológicas resultantes de novas regulamentações sobre o uso do solo na área da bacia (Mcewen, 2001). Hickie (1998) afirma que é uma meta utópica, para uma situação de pré-intervenção, uma vez que as características atuais e futuras de uso do solo já estão consolidadas e devem ser relacionadas na elaboração de propostas de intervenção.

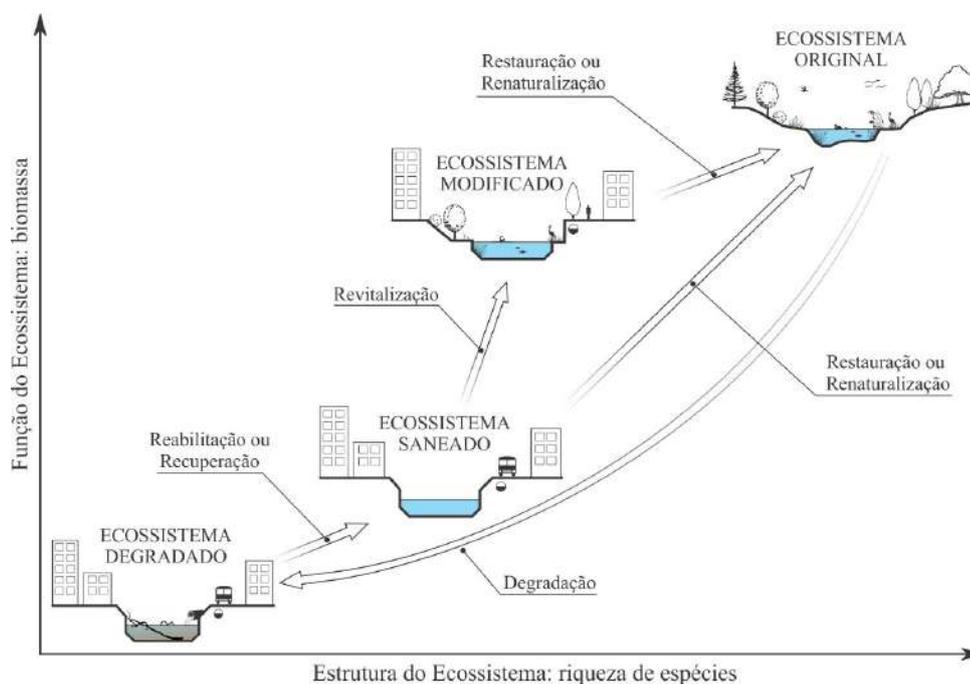


Figure 3.3 – Esquema de requalificação de Cursos d'Água – Processos de renaturalização, revitalização e recuperação de ecossistema degradado.

Fonte: Dornelles e Collischonn (2021).

A renaturalização de um rio ao seu estado original é algo impraticável. Isso se deve tanto pela falta de dados das condições preexistentes quanto pela impossibilidade do retorno das condições anteriores, como no caso das mudanças urbanísticas, hidrológicas resultantes de novas regulamentações sobre o uso do solo na área da bacia (Mcewen, 2001). Hickie (1998) afirma que é uma meta utópica, para uma situação de pré-intervenção, uma vez que as características atuais e futuras de uso do solo já estão consolidadas e devem ser relacionadas na elaboração de propostas de intervenção.

Segundo Ward (2001) é possível identificar cinco categorias para o potencial de recuperação de um corpo d'água: i) intactos: objetiva a manutenção do meio equilibrado, só são realizados pequenos ajustes; ii) aptos à recuperação: manutenção das características fundamentais em equilíbrio, facilidade de recuperação diante de um evento; iii) pré-degradados: deterioração progressiva, ajuste frente à perturbação; iv) ponto de viragem: em transição para um estágio de degradação; v) degradado: estágio em que o corpo d'água não se auto recupera. A classificação funciona como instrumento de identificação de áreas com potencial maior para recuperação e que por sua vez demanda menores investimentos para tanto.

Cardoso e Baptista (2013) propõem um indicador para avaliar intervenções necessárias em corpos d'água urbanos, a metodologia se baseia em doze parâmetros, melhor dizendo, propõe uma forma de integrar os parâmetros em um único valor de indicador, sendo eles: 1) forma/sinuosidade; 2) leito e margens; 3) condições de inundação no local; 4) impacto sobre as vazões de jusante; 5) processo de erosão e assoreamento; 6) diversi-

dade de habitats; 7) áreas verdes adjacentes ao corpo d'água; 8) impacto paisagístico; 9) proliferação de insetos; 10) áreas e equipamentos urbanos de lazer; 11) desapropriação, remoção e reassentamento da população; e 12) valorização financeira da área. Propõem ainda uma metodologia multicriterial para orientação de processos decisórios em cursos d'água urbanos, baseada em quatro etapas: concepção, análise, comparação e seleção de alternativas.

Projetos de revitalização têm como diferencial não se limitar somente à condição sanitária do corpo d'água, sendo aqueles que se preocupam em integrar um conjunto de variáveis, como por exemplo: os naturais, urbanísticas, sociais e de gestão no processo de decisão (Cardoso e Baptista, 2013). A abordagem dos programas de revitalização deve manter uma visão holística que leve em conta a integração dos processos que ocorrem na bacia, no corpo d'água e nas zonas ripárias (Ward, 2001). Além disso, não é possível realizar uma intervenção duradoura em um corpo d'água sem um forte suporte público (Petts, 2007).

Segundo Pereira (2011), com base nos princípios descritos pela *United States Environmental Protection Agency* (USEPA) (Brown et al., 2000), alguns princípios indispensáveis para que um projeto de renaturalização seja bem sucedido, sendo eles:

- A preservação e proteção dos recursos aquáticos, uma vez que a existência de ecossistemas intactos são peças chave para a recuperação de sistemas degradados;
- Restauração e integridade ecológica, que se refere à estrutura, composição e processos naturais da biota e das variáveis físico-químicas;
- Restauração da estrutura física natural, muitos dos problemas de corpos d'água degradados se devem às alterações na configuração do canal resultante de canalizações e retificações, que por sua vez resultam na degradação do ecossistema aquático, dos fluxos hidráulicos e dos processos de transporte de sedimento;
- Restauração da função, a fim de garantir a sustentabilidade do processo;
- Trabalhar a restauração no contexto da bacia hidrográfica e da paisagem, uma vez que estas são responsáveis por moldar o corpo d'água;
- Apontar continuamente as causas da degradação, uma vez que uma rápida resposta à degradação resulta em um processo de mitigação mais eficiente;
- Monitoramento, antes e depois do processo para a consolidação do mesmo e verificação do atendimento dos objetivos.

Já Petts (2007) elenca para um efetivo processo de revitalização de corpos d'água em áreas urbanas os seguintes elementos:

- A qualidade da água deve ser adequada para a manutenção da biota;
- Em zonas críticas de inundação, deve-se envolver as pessoas nos estudos de concepção para manejo da água na área;
- Envolver a comunidade no processo de planejamento da bacia hidrográfica;
- Inibir construções nas áreas de várzea;
- Sempre tornar as áreas de várzeas interessantes à população;
- Criar oportunidades ao longo do rio para atividades de educação ambiental sobre o rio e sobre sua biota;
- Aproveitar a oportunidade para realizar a remoção das construções existentes nas áreas de várzea quando houver a remodelagem do canal;
- Permitir que a água flua livremente sempre que possível priorizar traçados que permitam que o rio tome sua forma sinuosa natural;
- Aumentar as possibilidades de acesso seguro ao rio, tendo em conta as necessidades das crianças e dos portadores de necessidades especiais;
- Promover a criação de zonas úmidas quando houver terreno disponível e condições adequadas;
- Promover ao longo do rio, áreas para que as pessoas possam realizar atividades de lazer, como pistas de caminhadas e estruturas esportivas;
- Gerir os resíduos de forma eficiente para que não haja nenhum lixo no rio e ao longo das margens.

E [Palmer et al. \(2007\)](#) elencam, com base na análise de diversos projetos em andamento nos EUA e na entrevista de consultores que atuam nestes projetos, as seguintes recomendações para a realização de projetos de revitalização:

- Os projetos devem ser baseados no grau de degradação da bacia e desenvolvidos em escala adequada, a fim de viabilizar sua aplicação;
- O projeto deve observar as características específicas da bacia, como o uso do solo, a hidrologia e o meio biótico, a fim de assegurar que o projeto não demande grandes intervenções futuras para manutenção de seus resultados, ou seja, que a revitalização seja autorregulada;
- O projeto deve ser acompanhado de um programa de monitoramento, a fim de garantir que as metas estabelecidas na etapa de planejamento sejam cumpridas;

- Devem ser estabelecidos mecanismos de financiamento e regulamentação, a fim de assegurar a implantação total do projeto;
- Deve-se envolver a população em todas as etapas do projeto, a fim de tornar os resultados permanentes.

A revitalização de corpos d'água em áreas urbanas esbarra em 3 questões, as sócio-políticas, as econômicas e as ambientais, que servem de embasamento para justificar o porquê revitalizar um corpo d'água. Para reestabelecer a integridade de corpos d'água, é necessário pensar em componentes como a ecologia, a hidrologia, a geomorfologia e a qualidade da água de forma integrada (Findlay e Taylor, 2006).

A revitalização está muito atrelada ao tipo de usos pretendidos. Por exemplo, nos rios da América do Norte há uma grande preocupação em manter a integridade do ecossistema devido ao uso dos rios para a pesca de truta e salmão. Já na Europa, a preocupação está muito voltada para o controle no transporte de sedimentos e assoreamento dos rios, uma vez que há uma grande demanda para a navegação (Pereira, 2011). Nestes países a revitalização constituiu uma atividade importante para reestabelecer a identidade dos corpos d'água, possibilitando o uso múltiplo das águas (Kondolf, 2006).

3.5.3 Remediação das águas poluídas no próprio leito de rios urbanos

Essa problemática pode ser remediada por tratamento da água *in situ* ou controle de degradação no ponto de origem. Diferentes métodos que podem ser aplicados para remediação de águas poluídas de rios são categorizados em técnicas físicas, biológicas, ecológicas e de engenharia [(Gao et al., 2018); (Bai et al., 2020)].

As técnicas de engenharia e tratamento físico podem efetivamente melhorar a qualidade da água do rio e dos sedimentos, resultando na restauração do rio. Apesar disso, alguns desses métodos podem exercer efeitos adversos, como a destruição de ecossistemas naturais e um ônus econômico devido ao seu alto custo de capital e manutenção (Peilin et al., 2019).

O tratamento químico de água poluída por floculação, precipitação, oxidação e algicidas pode remover sólidos em suspensão e algas. Esses processos químicos proporcionam uma rápida remediação da água poluída do rio (Peilin et al., 2019), mas são temporários e podem produzir resíduos secundários, que podem criar outros perigos (Wang et al., 2012).

Existem várias tecnologias de tratamento biológico-ecológico disponíveis na literatura, como biorremediação microbiana, biofilmes, oxidação de contato, tecnologia de biorreator de membrana, lagoas ecológicas, tratamento de purificação de plantas, leitos flutuantes ecológicos e banhados construídos (Bai et al., 2020). Alguns estudos têm utilizado os processos de biorremediação ou biodegradação assistida por microrganismos, plantas

e animais aquáticos para destruir ou decompor os contaminantes químicos orgânicos, absorver metais (contaminantes inorgânicos) e remover completamente a DQO, DBO, odor, turbidez e contaminantes orgânicos e inorgânicos da água do rio [(Peilin et al., 2019); (Zheng e Wang, 2017); (Cui et al., 2018)].

3.5.3.1 Barreira flutuante para resíduos sólidos

A disposição incorreta dos resíduos na bacia hidrográfica é um dos principais fatores que ocasionam as inundações nos centros urbanos brasileiros. Esses resíduos são transportados, obstruindo bocas de lobo, canais e galerias (Selles et al., 2001). Assim, as águas dos rios, riachos, galerias pluviais saem do leito de escoamento devido à falta de capacidade de transporte destes sistemas, pois os mesmos estão obstruídos pelos resíduos.

Nesse contexto, o projeto de barreira flutuante (Figura 3.4) é uma das alternativa para retirar os resíduos dos cursos de água. O mais adequado seria haver conscientização da população para não jogarem esses resíduos em locais inadequados e também a coleta seletiva ter uma eficácia maior. Sendo assim, a barreira flutuante é uma estrutura instalada transversalmente em cursos de água, que tem como finalidade reter os resíduos flutuantes (Selles et al., 2001).



Figure 3.4 – Barreira flutuante de contenção em resíduos sólidos no Arroio Dilúvio, localizada na região metropolitana de Porto Alegre - RS.

Fonte: (GZH, 2022)

3.5.3.2 Sistema de aeração

O tratamento aeróbio é constituído por um processo biológico que tem por objetivo mitigar a matéria orgânica através da presença de oxigênio dissolvido (Jordão e Pessôa, 2011). Assim, conforme o substrato é reduzido, os microrganismos presentes iniciam o consumo do seu próprio protoplasma para obtenção de energia que será utilizada para

manutenção de reações celulares. A partir do momento em que a energia é obtida, os microrganismos entram na fase denominada endógena. O tecido da célula é oxidado aerobiamente para dióxido de carbono, água e amônia (Metcalf e Eddy, 2016).

No processo de tratamento aeróbio, de 75 % a 80 % do tecido celular pode ser oxidado, e o restante é composto de materiais inertes e compostos orgânicos recalcitrantes. A amônia produzida é oxidada para nitrato conforme o processo de digestão vai sendo desenvolvido. Já os sólidos voláteis não biodegradáveis em suspensão permanecerão no produto final da digestão aeróbia (Metcalf e Eddy, 2016).

Em comparação com o processo anaeróbio, os sistemas aeróbios apresentam as seguintes vantagens: redução de sólidos voláteis, caso ocorra em um sistema bem operado, apresentando uma parcela semelhante à obtida pela digestão anaeróbia; baixa concentração de DBO nas correntes líquidas em relação aos processos anaeróbios; geração de um lodo estável e sem emissão de odor; o biossólido produzido pode ser utilizado como fertilizante; possui tecnologia simples; baixo custo para instalações de pequeno porte; sem risco de explosões; e é um modo adequado para a digestão do excesso de lodo com alta concentração de nutrientes (Metcalf e Eddy, 2016).

Já quanto às desvantagens, os sistemas aeróbios apresentam: alto custo por decorrência do fornecimento de oxigênio para estabilização da matéria orgânica, não é possível produzir metano para a recuperação de energia; as características no desaguamento mecânico do lodo são piores do que o lodo gerado em processos anaeróbios, o processo consome alcalinizante (Metcalf e Eddy, 2016).

Na digestão aeróbia, o processo de aeração é fundamental, pois o oxigênio tem pouca capacidade de dissolver no meio líquido, e dessa forma necessita de sistemas que proporcionem a aceleração do processo para que o fornecimento de oxigênio atenda o consumo necessário das bactérias. Com isso há duas formas principais de produzir aeração artificial Sperling (2016):

- Aeração por ar difuso: inserir ar ou oxigênio no meio líquido;
- Aeração mecânica: causar um grande turbilhonamento, onde gotículas de líquidos ficam expostas ao ar atmosférico.

A aeração por ar difuso, transcorre com mecanismos de difusores submersos no líquido, tubulações distribuidoras de ar, tubulações de transporte de ar, sopradores ou outras tecnologias de inserção de ar. O ar é introduzido pelo fundo do tanque e a transferência de oxigênio ocorre à medida que as bolhas se elevam até a superfície. A aeração por ar difuso pode ser classificada conforme a porosidade dos difusores e o tamanho da bolha gerada. Entre os principais está o difusor poroso que produz bolhas finais e médias, e o difusor não poroso que produz bolhas grossas Sperling (2016).

Nos aeradores mecânicos a submersão das hélices em relação ao nível d'água é um aspecto fundamental em termos de transferências de oxigênio e consumo de energia. A turbulência gerada pelos aeradores mecânicos é caracterizada por oscilações e turbilhamentos que transportam partículas de fluido de uma camada para outra com velocidades variáveis [Sperling \(2016\)](#).

O tanque de aeração é dotado de dispositivos de aeração (ar difuso ou aeradores superficiais) para o fornecimento do oxigênio necessário ao processo de estabilização biológica aeróbia. Vários processos de tratamento aeróbios, aerados ou não, vêm sendo utilizados no pós tratamento de sistemas anaeróbios, ficando responsáveis pela eliminação da matéria orgânica não removida anaerobiamente, proporcionando o enquadramento de outros constituintes que podem ser degradados ou transformados biologicamente, ou que são removidos via descarte de lodo excedente ([Santos, 2019](#)).

3.5.3.3 Banhado construído (*wetland*)

Banhados naturais ou áreas alagadas são as denominações que se dá a um conjunto de ecossistemas que ficam, total ou parcialmente, inundados durante o ano. Exemplos destes sistemas naturais são pantanais, manguezais e banhados. Usando estes princípios, desenvolveram-se os chamados banhados construídos (*wetland*), ou seja, ecossistemas artificiais construídos com o objetivo de melhorar a qualidade da água residuária ([Sezerino et al., 2015](#)). É considerado uma alternativa de tratamento de baixo custo e fácil construção e operação, além de poder ser utilizado como paisagismo local. É geralmente adotado como tratamento complementar para a remoção de matéria orgânica, adequando o efluente aos parâmetros que devem ser alcançados para o destino final escolhido.

Trabalhos experimentais desenvolvidos pelo [Paoli e Cordeiro \(2010\)](#) e [Lourenço et al. \(2018\)](#) relatam que o efluente final do banhado construído também atingiu valores médios de eficiência de remoção de *E. coli* acima de 90 %.

Algumas das vantagens deste sistema são citadas no manual da *United Nations Environment Programme* ([Brown et al., 2000](#)):

- A fonte de energia do sistema é a luz solar, que além de ser uma energia limpa, não agrega custo ao tratamento;
- São de fácil construção, apesar de exigir maiores áreas, sua implantação é mais simples comparada com outros tratamentos;
- Transforma os poluentes em biomassa, a qual pode ser utilizada como forma de bioenergia;
- Pode ser incorporado ao paisagismo local.

Segundo (Rezende et al., 2021), as principais desvantagens são dos banhados construídos são:

- Área do banhado construído tem uso limitado;
- Custo do tratamento prévio do esgoto;
- Manutenção do substrato para evitar colmatação do sistema;
- Necessidade de manejo das macrófitas;
- Necessita em fornecimento contínuo de água;
- Possibilidade de mosquitos, nos sistemas de águas superficiais.

Os *wetlands* construídos são sistemas projetados para enfatizar as características específicas do ecossistema natural, visando melhorar a capacidade de tratamento do sistema (NBR13969, 1997). Para isso, existem várias formas hidrológicas de construção. Os *wetlands* são classificados em três tipos, de acordo como o escoamento do efluente acontece no sistema (Kadlec e Wallace, 2008) e (dos Santos et al., 2022):

- *Wetlands* com fluxo superficial: são áreas abertas com aparência similar aos banhados naturais, onde o efluente flui livremente através do *wetland* e é tratado por processos de filtração, oxidação, sedimentação, redução, adsorção e precipitação. Podem ser utilizadas em todos os climas, porém em temperaturas frias alguns processos de remoção são prejudicados, com destaque para os processos de conversão de nitrogênio.
- *Wetlands* com escoamento subsuperficial horizontal: caracterizam-se por possuírem leito de material granular com vegetação plantada, a água percola através deste material filtrante em uma trajetória horizontal até a saída. São bastante utilizados como tratamento primário. O nível de efluente fica sempre abaixo do nível do terreno, não ficando visível a lâmina d'água. Uma vez que a água residuária não é exposta durante o processo de tratamento, o risco associado a exposição humana ou de animais a organismos patogênicos é minimizado. Apresentam melhores condições sob o frio que os *wetlands* de fluxo superficial, porém a maior desvantagem deste tipo de sistema é a propensão a colmatação.
- *Wetlands* com escoamento vertical: distribui a água em toda superfície do leito filtrante que percola verticalmente. Pode ser ainda, de fluxo ascendente ou descendente. Foram desenvolvidos para fornecer altos níveis de transferência de oxigênio, sendo capaz de produzir um efluente nitrificado. Também podem ser concebidos de forma a bloquear o oxigênio, a fim de criar condições anaeróbicas no fundo do leito para que seja possível remover quantidade maior de metais.

Os *wetlands* são constituídos basicamente por três elementos: substrato, macrófitas e microrganismos, estes associados possibilitam a depuração e transformação dos componentes químicos, físicos e biológicos da água residuária. Os itens a seguir descrevem esses elementos e a importância singular deles no sistema de tratamento.

3.5.3.3.1 Substrato

O substrato, ou meio filtrante, do *wetland* é responsável pela sustentação das macrófitas e também por proporcionar a filtragem do efluente. É projetado sempre de forma a otimizar a condutividade hidráulica, ou permeabilidade, buscando manter boas condições de fluxo ao longo do tempo de operação do sistema.

Porém, unir essas características em um único material filtrante é difícil, as areias possuem melhor potencial de fluxo que as argilas, as quais são praticamente impermeáveis, contudo, o potencial de adsorção nas argilas é bastante superior do que nas areias. A escolha do material está, então, condicionada à finalidade do tratamento (Sezerino et al., 2006).

Os materiais utilizados como meio filtrante no tratamento de esgotos domésticos são usualmente, areia e/ou brita. Por vezes, também pode ser utilizado solo, devendo esse possuir baixo traço de argila na sua composição.

A maior preocupação quando se trata do substrato do *wetland* é quanto ao fenômeno de colmatção. As causas desse fenômeno são diversas, mas destacam-se o acúmulo de sólidos suspensos nos poros do substrato, a produção de biomassa em excesso e pelo elevado crescimento das raízes das macrófitas. Como consequência, tem-se o decréscimo da condutividade hidráulica do sistema, o que pode levar a uma diminuição do potencial do tratamento. Cabe destacar que a colmatção independe do material utilizado no substrato (Kadlec e Wallace, 2008).

3.5.3.3.2 Macrófitas

As macrófitas aquáticas desempenham importante papel na ecologia e estrutura de ecossistemas aquáticos lênticos e lóticos, alterando regimes de circulação de água, servindo como uma fonte de alimento e água, e que contribuindo para a melhora da qualidade do sedimento e da própria água através da ciclagem de nutrientes.

Morfológicamente são encontrados na natureza quatro grupos dominantes de macrófitas, baseados na sua morfologia e fisiologia (dos Santos et al., 2022):

- Emergentes: plantas enraizadas com crescimento em áreas saturadas, parcialmente submersas e parcialmente fora d'água;

- Flutuantes fixas: plantas com raízes submersas com caule e ou folhas flutuantes;
- Flutuantes livres: raízes submersas não presas ao substrato que podem ser levadas pela correnteza;
- Submersas: raiz e estruturas vegetativas totalmente submersas.

Os sistemas construídos utilizando macrófitas para tratamento de efluente, os *wetlands*, normalmente utilizam espécies emergentes e flutuantes. No Brasil, é comum o uso das espécies *Typha spp* (taboa) que é do grupo de macrófitas emergentes e *Eichhornia crassipes* e *Solms* (aguapé), espécie flutuante. Essa última, por apresentar capacidade reprodutiva e de crescimento elevado é utilizada de forma controlada, devido à necessidade de manejo constante dos sistemas.

3.5.3.3.3 Microrganismos

Os microrganismos são responsáveis pela degradação dos poluentes e reciclagem dos nutrientes. Estão presentes nos *wetlands*: algas, fungos, protozoários e bactérias, essas últimas em maior número. Elas são as principais responsáveis pela decomposição da matéria orgânica no sistema, a nitrificação e a desnitrificação. Tanto a variedade de microrganismos quanto a quantidade são dependentes dos parâmetros químicos do afluente.

Caracterizar os microrganismos presentes e conhecer a predominância deles, é uma maneira de avaliação do sistema. A partir disso, pode-se entender a dinâmica de remoção de matéria orgânica e de nutrientes no *wetland*, de maneira a atender aos padrões de lançamento.

3.5.3.4 Sistema de desinfecção

O ambiente natural é construído de tal forma que alguns poluentes sofrem auto degradação sem interferência humana. Esse fenômeno é chamado de biorremediação natural porque usa reações físicas e químicas que ocorrem naturalmente, bem como atividade enzimática específica de microrganismos (Dzionic et al., 2016). O ambiente aquático contém vários compostos tóxicos, que são decompostos por microrganismos como resultado da assimilação ou absorção de poluentes, biodegradação por decomposição e oxidação ou biotransformação, ou seja, transformação em compostos químicos não tóxicos (Chandran e Hatha, 2005; Dzionic et al., 2016).

Os principais fatores que influenciam a autopurificação da água de patógenos incluem fluxo de corrente (diluição), tempo de exposição, temperatura da água e luz solar. Devido à rápida resposta das bactérias à exposição solar, muitos pesquisadores utilizam as intensidades de UV e luz visível em seus estudos. Como já discutido por Calkins (2013), o UV-B é o principal responsável pela foto inativação bacteriana, enquanto a luz visível e o

UV-A desempenham papéis menores. Além disso, como observado por [Davies-Colley et al. \(2000\)](#), a ver foto inativação de bactérias ocorre através de três mecanismos diferentes: endógeno indireto, direto de endógeno e exógeno. [Schuch e Menck \(2010\)](#) mostraram que a foto inativação endógena direta é resultado não apenas da luz UV-B, mas também da luz UV-A e ambas as luzes podem influenciar os componentes celulares, causando danos ao genoma. Além disso, a foto inativação indireta exógena pode afetar as células bacterianas, que absorvem fótons e sua energia ou elétrons para transferi-los para espécies reativas de formas exógenas ou endógenas à célula. Pode influenciar a estrutura celular e depois causar a morte celular ([Maraccini et al., 2016](#)).

A pesquisa de [Chandran e Hatha \(2005\)](#) confirmou que a luz solar é um fator importante que condiciona a sobrevivência de patógenos como *Salmonella typhimurium* e *E. coli* nas águas estuarinas. Os pesquisadores observaram a redução do número de células em relação ao tempo de exposição à luz solar natural para ambos os patógenos analisados. Essas observações estão de acordo com as apresentadas na pesquisa realizada por [Sinton et al. \(2002\)](#) que mostraram uma maior mortalidade de *E. coli* em água do mar poluída de esgoto e resíduos efluente da lagoa de estabilização após expô-los à luz solar. As células de *E. coli* apresentam melhor capacidade de sobrevivência em água do que *Salmonella typhimurium*, o que está relacionado à adaptação da *E. coli* a uma situação de estresse ([Kapuscinski e Mitchell, 1983](#)).

A maioria das pesquisas investigando a influência da luz solar em patógenos transmitidos pela água foi realizada nas circunstâncias da desinfecção solar da água potável, com foco nos efeitos da turbidez da água, geometria do reator e temperatura ([Maraccini et al., 2016](#)).

Segundo [Wołejko et al. \(2017\)](#), o uso de fotossensibilizadores é um dos métodos que podem ser usados em pesquisas in situ para limpar rios e lagos de patógenos. Este método emprega a capacidade de certas substâncias que, na presença de luz, sensibilizam as células microbianas, aumentando sua sensibilidade à luz visível. O processo é iniciado pelo mecanismo fotodinâmico de absorção da radiação pela molécula do fotossensibilizador, que provoca sua excitação. No meio ambiente, existem sensibilizadores naturais e sintéticos capazes de matar patógenos transmitidos pela água ([Maraccini et al., 2012](#)).

3.5.4 Desafios encontrados na requalificação de cursos de água brasileiros

No Brasil, intervenções de requalificações de cursos d'água são incipientes. As primeiras experiências brasileiras a respeito de intervenções não estruturais em cursos d'água ocorreram em Curitiba – Paraná, na década de 1970. Os parques criados ao longo do rio Birigui não têm uma preocupação ecológica, de urbanização ou de integração do rio a cidade, mas de apenas atenuar as cheias. Entretanto, o governo municipal se aproveita dessas intervenções, utilizando-as como *city marketing*. "Curitiba, a capital

ecológica" (Castelnou, 2006), atribuindo valor de uso a estes parques.

Outro exemplo é o caso do córrego Bananal na cidade de São Paulo. Sua revitalização possui seis metas: i) controle de cheias; ii) adequação da área de várzea e implantação de parque linear; iii) realocação de pessoas que ocupam as áreas de risco e de preservação ambiental; iv) educação ambiental; v) controle da poluição difusa; e vi) saneamento básico (Barros et al., 2007).

Outros trabalhos no cenário nacional sugerem a restauração de rios urbanos como solução saneadora, urbanística e no controle das cheias (Limeira et al., 2010). Entretanto, representam apenas propostas e não há a efetiva implementação.

De maneira concreta, uma adaptação aos projetos concebidos nos países desenvolvidos foi efetivada no município de Belo Horizonte na forma de política pública municipal, através da concepção do Programa Drenurbs (Horizonte, 2003). Este programa propõe o tratamento integrado dos problemas sanitários, ambientais e sociais nas bacias hidrográficas cujos cursos d'água, embora degradados pela poluição e pela ocupação de suas margens, ainda conservem seus leitos naturais não canalizados (Horizonte, 2003).

As soluções apresentadas em Belo Horizonte visam, em primeiro lugar, manter o leito fluvial em condições naturais e a planície (ou parte dela) desocupada, com contenções pontuais das margens, recomposição da mata ciliar e criação de parques lineares (Horizonte, 2003).

3.5.5 Alternativas de intervenção no leito em cursos de água urbanos

A primeira fase para iniciar a proposição de alternativas de intervenção em cursos de água é a definição dos objetivos a serem alcançados. Nesta etapa, as possíveis propostas devem ser cuidadosamente estudadas e comparadas, levando-se em consideração os seguintes aspectos, abordados por Large et al. (1998): maior probabilidade de alcance dos objetivos; custos de intervenção e os de manutenção a longo prazo.

Além disso, as propostas devem priorizar a manutenção dos cursos de água na sua condição mais sustentável e mais satisfatória a longo prazo. Assim, valoriza-se alternativas que proponham a reintegração de rios e córregos como elementos da paisagem que sejam menos onerosas.

Rohde et al. (2006) afirmam que a recuperação de cursos de água não afeta somente o seu estado ecológico, mas influencia também os fatores socioeconômicos e por isso, estes devem ser considerados na identificação das propostas de intervenção mais adequadas. Sob esse aspecto, os autores destacam a prevenção contra inundações, a infraestrutura existente, as oportunidades recreacionais e as atitudes públicas, como os fatores de maior importância na fase de seleção.

O alinhamento entre as metas de conservação ambiental, recreação e proteção contra enchentes já estão consolidadas em projetos de intervenção, como o rio Dinkel, localizado na Holanda e Alemanha, canalizado parcialmente no seu alto curso, foi beneficiado com uma proposta de recuperação de meandros e a criação de zonas de amortecimento para proteção contra poluição, sendo necessário a aquisição de terrenos nas áreas adjacentes para a viabilização da proposta (Jasperse, 1998).

Van Rijen (1998) destacou o emprego da proposta de um projeto do desenvolvimento autônomo da natureza no processo de recuperação de um rio, baseado no princípio da autorregulação. Nesse caso, se faz necessário utilizar os benefícios oriundos de uma intervenção inicial (o barramento do curso de água ou a introdução de determinadas espécies de animais e vegetais) para a criação de um ambiente que proporcionasse o aumento da diversidade ecológica.

As intervenções em cursos de água se deparam com inúmeras dificuldades e restrições quando visam à recuperação estrutural ou funcional. Segundo Large et al. (1998), a inundação do leito devido à necessidade de proteção contra cheias e a falta de controle sobre as áreas inundáveis como consequência da posse de terras ou da ocupação urbana são as restrições mais comuns identificadas.

A escassez de recursos financeiros e as limitações impostas pelo uso do solo nas bacias hidrográficas são como restrições às possibilidades de intervenção de cursos de água, de acordo com Rohde et al. (2006). Nesse caso, Van Rijen (1998) relata que quanto maior a disponibilidade de áreas, maiores as possibilidades de alternativas de projeto.

3.6 Exemplos de projetos que utilizaram o leito na revitalização do rio urbano

Diante da falta de espaço das bacias densamente urbanizadas com as áreas ribeirinhas ocupada, o uso da própria calha do leito no processo de revitalização em cursos de água em áreas urbanas se tornou uma possibilidade viável para a consolidação da intervenção no rio.

3.6.1 Rio Cheonggyecheon: Seul, Coréia Do Sul

3.6.1.1 Contexto histórico

Durante a Dinastia Joeson, entre os anos de 1392 a 1910, o rio Cheonggyecheon era relativamente pequeno, um córrego intermitente que corria de leste a oeste bruscamente pelo centro da capital como um tributário do muito maior rio Han. Na década de 1990, não satisfeito com o córrego em suas condições naturais e inundáveis, os governantes iniciaram

seus projetos de retificação, indicando interesses para a segurança e bem-estar públicos (SEUL, 2005).

Assim, entre os anos de 1967 e 1976, a via expressa elevada Cheonggyecheon foi construída. Simbolicamente, essa e outras vias expressas vieram para representar a modernidade e um grande salto à era do automóvel, inaugurada pelo golpe político do general *Park Chung-Hee* em 1961 (SEUL, 2005).

De 2000 a 2001, ficou claro que a via expressa era insustentável. Com discussões periódicas que datavam desde os anos de 1990, a ideia de demolir toda a via e restaurar o Cheonggyecheon como um córrego aberto, uma via de recreação e uma grande oportunidade de melhorias do meio ambiente, além de uma área de conservação histórica e uma engrenagem para a revitalização econômica, ganhou impulso (SEUL, 2005).

O projeto foi concebido pelo governo metropolitano de Seul, sob direção do vice-prefeito Yun-Jae Yang, um urbanista e paisagista. Foram demolidas tanto as vias elevadas quanto os leitos carroçáveis que encobriam o rio. Abriu-se 20 % a mais do espaço em largura para o córrego, levando em conta cheias históricas em um período de 200 anos (SEUL, 2005).

A restauração também passou a ser parte integral de um plano maior do centro da cidade, que previu quatro grandes cruzamentos do córrego, cada um enfatizando funções diferentes SEUL (2005). O medo inicial de um tráfego insuportável nunca se materializou, nem durante nem depois da construção: o governo metropolitano rapidamente proveu mais transporte público, metrô e um ônibus especial no centro, além de faixas reversíveis nas ruas já existentes e outras opções de vias (Cengiz, 2013).

O efeito em rede do projeto de restauração foi definitivamente positivo. Pesquisas confirmam uma grande aprovação pública da contribuição do Cheoggyecheon para a qualidade ambiental da cidade, além de ter criado oportunidades de encontro e um novo estilo de vida.

Um dos mais emblemáticos projetos de revitalização, Cheonggyecheon em coreano significa córrego (*gyencheon*) límpido (*cheong*), conforme pode ser observado na Figura 3.5.

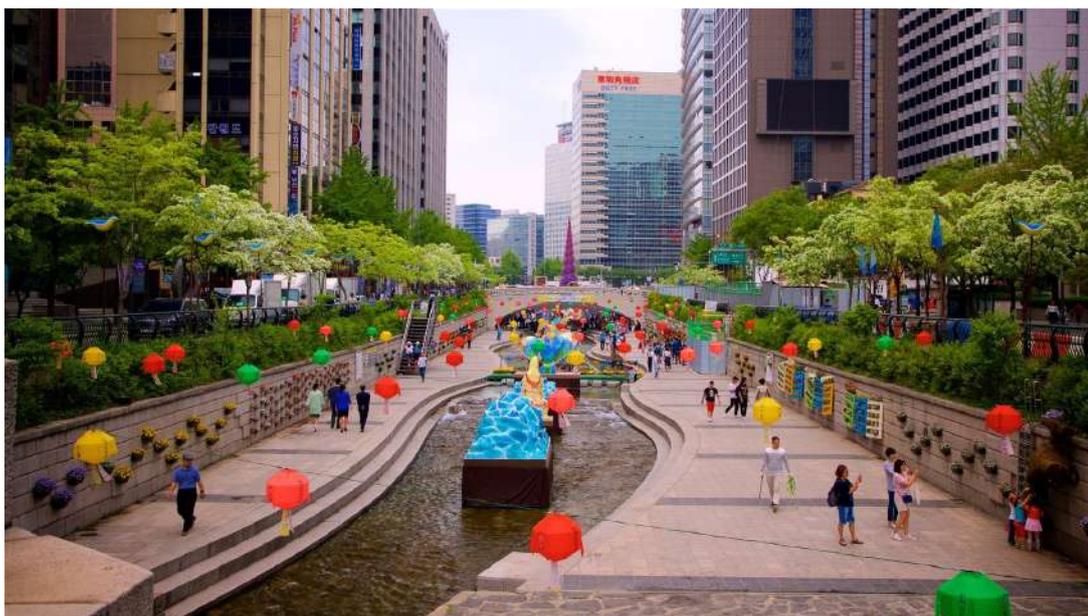


Figura 3.5 – Projeto de Restauração do Rio Cheonggyecheon, em Seul – KOR.

Fonte: SEUL (2005).

3.6.1.2 Objetivo e metas

Segundo SEUL (2005), o projeto de revitalização do rio Cheonggyecheon foi norteado pelas seguintes premissas:

- Resolver os problemas ligados ao congestionamento do tráfego;
- Melhorar a qualidade do ar e diminuir o ruído;
- Criar uma identidade regional;
- Aumentar a segurança;
- Criar espaços favoráveis mais ao meio ambiente;
- Melhorar a qualidade de vida da população;
- Melhorar a imagem cultural da cidade.

3.6.1.3 Desenvolvimento técnico

O trabalho foi feito sem problemas significativos diante de algumas preocupações de possíveis problemas como tráfego congestionado. A construção começou com a remoção da *Cheonggye Expressway*, um viaduto construído sobre o córrego coberto, como apresentado nas Figuras 3.6 e 3.7. Projetado para diminuir quaisquer inconvenientes causados pela construção, a prefeitura conseguiu concluir a remoção dois meses antes do previsto (SEUL, 2005).



Figura 3.6 – Corte da visão panorâmica da estrada coberta sobre o córrego.

Fonte: SEUL (2005).

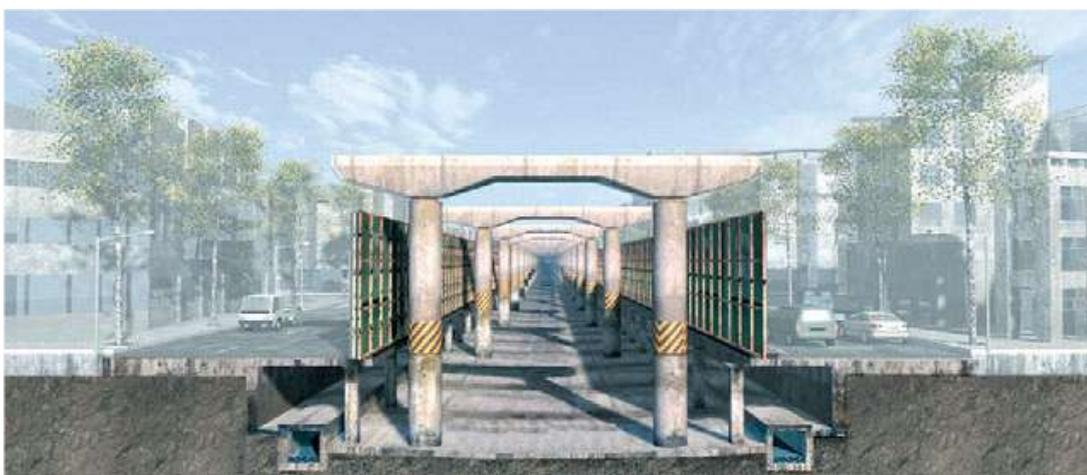


Figura 3.7 – Corte da visão panorâmica da desmontagem tabuleiros de viadutos.

Fonte: SEUL (2005).

O trabalho de restauração de Cheong Gye Cheon deveria ser concluído no menor período possível para resolver o problema estrutural da via expressa de *Cheonggye* e reduzir os inconvenientes causados aos cidadãos. Conseqüentemente, a extensão de 5,84 km foi dividida em 3 distritos de trabalho e foi aberto concurso simultâneo para projeto e construção para realizar demolição de estrutura e projeto de restauração de córrego lado a lado. Assim, a análise minuciosa do plano de projeto foi realizada no processo de restauração e apesar das dificuldades do projeto realizado no centro da cidade, o projeto deveria ser concluído no curto prazo de 27 meses.

A construção de coletores de interceptação, de estrada de uso temporário e desmantelamento de coberturas na área comercial construção de coletores de interceptação, além do paisagismo da área recuperada incluindo a recuperação fluvial do rio (Figura 3.8).



Figura 3.8 – Paisagismo para a área recuperada

Fonte: SEUL (2005).

Para tanto, demandou a remoção de uma via expressa elevada, que havia sido construída sobre a avenida que cobria o rio e a demolição desta avenida, resultando na abertura do rio. Além disso, para garantir uma lâmina d'água no canal ao longo do ano, foi necessário criar um sistema de bombeamento de água de um curso d'água vizinho (Lee, 2005).

A revitalização do rio foi um processo custoso e trabalhoso, mas que teve como resultado a integração do corpo d'água novamente à paisagem dando a ele novas funcionalidades e o integrando à população de Seul, instalando as áreas de lazer ao longo de suas margens. O projeto representou um grande ganho paisagístico para a cidade bem como trouxe um grande incremento à qualidade de vida da população (Cengiz, 2013). Depois da finalização do projeto, estima-se que em torno de 7 milhões de pessoas nos 3 primeiros anos, fazendo com que essa obra vira-se também um cartão postal da cidade de Seul e referência de desenvolvimento econômico aliado ao sustentável (Noh, 2010).

O córrego que antes continha o esgoto cloacal e pluvial foi canalizado e água bombeada para a calha principal, que foi projetada para conter uma precipitação de 200 anos de tempo de retorno, equivalente a 118 mm/h. Em galerias subterrâneas, nas laterais, foram criados separadores com uma canalização para esgoto cloacal que serve para pluvial, em caso de alta precipitação. Na Figura 3.9 é demonstrado o funcionamento da estrutura de drenagem. Para eventos maiores de chuva haverá extravasamento para a galeria, que pode ser visualizada mais adequadamente na galeria representada pela legenda “Alto nível de precipitação”. Em caso de eventos extremos, a água extravasa para a calha principal do rio.



Figura 3.9 – Paisagem para a área recuperada

Fonte: Bof (2014).

Quanto à manutenção da vazão, para o funcionamento adequado das estruturas de lazer, é necessário manter uma lâmina d'água constante de 40 cm e, para isso, a solução do projeto foi bombear uma vazão constante de água para o córrego. Destaca-se que o regime de chuvas de Seul é bem concentrado nos meses de Julho e Agosto, com mais da metade de precipitação anual concentrada nesses meses, enquanto os meses de outubro a março tem precipitações reduzidas. O rio Cheonggyecheon é um rio intermitente, e apesar de haver meses com precipitação muito intensa, a drenagem pluvial da cidade é redirecionada para as galerias laterais, não atingindo a calha principal do rio a menos que seja um caso extremo de cheia, como foi demonstrado nas Figuras 3.8 e 3.9 (Lee, 2005).

3.6.1.4 Críticas e desvantagens

As principais vantagens, de acordo com a *Landscape Architecture Foundation* — LAF (2011):

- Aumento da biodiversidade em 639 % entre antes e depois da restauração;
- Diminuição da temperatura média urbana causada pelo fenômeno de ilha do calor de 3,3 °C a 5,9 °C, causada pela remoção da via expressa;
- Redução em 35 % de material particulado no ar, de 74 µg/m³ para 48 µg/m³;
- Aumentou o uso do transporte coletivo: 15,1 % de ônibus e 3,3 % de metrô;
- Aumentou o preço das propriedades a menos de 50 m do parque em 30 a 50 %;

- Aumento da oferta de empregos para envolvidos diretamente projeto e posteriormente indiretamente através do aumento da atividade comercial na área;
- Estimativas apontam para uma média de 64 mil turistas por dia visitando o projeto de restauração dos quais 1.408 são turistas estrangeiros que contribuem para a economia de Seul.

Já, as principais desvantagens, de acordo com a *Landscape Architecture Foundation — LAF* (2011), devido ao sistema ecológico do córrego, são as seguintes:

- O fundo do córrego é composto de rochas em material impermeável e por isso, não propicia um ambiente habitável para plantas crescerem, exceto o musgo e ervas daninhas plantadas entre rochas;
- Restrição da diversidade dos peixes nativos: apenas alguns pequenos peixes conseguem sobreviver nas instalações hidráulicas, pois subir o rio é o hábito natural dos peixes, mas a maioria das espécies não pode avançar mais devido a desconexão hidrovias e estruturas sintéticas obstruindo os peixes em avançar;
- Alto custo energético: a água corrente é fornecida por bombeamento água do rio Han;
- A água contaminada flui no Seongbuk Cheon, que está conectado com o Cheonggyecheon. A água suja crescente do córrego flui inteiramente para o Cheonggyecheon no dia chuvoso;
- Fluxo de poluentes mata a vida do córrego: foi relatado que algumas pessoas sofreram de dermatite depois de mergulhar as mãos ou pés na água do Cheonggyecheon;
- Há furos de passagem de chuva perfurados em uma estrada acima do Cheonggyecheon. Através dos furos, a água da chuva com contamina nos fluxos rodoviários para o córrego;
- Passagens pluviais dispostas esporadicamente sobre as margens, não só a água da chuva, mas também a água poluída do ramal pode entrar no córrego.

3.6.2 Rio San Antonio: Texas, Estados Unidos da América

3.6.2.1 Contexto histórico

O rio San Antonio, no Texas, após sofrer uma grande inundação na década de 20, foi foco de um grande estudo para contenção de inundações que mais tarde foi aprimorado para abranger sua recuperação e revitalização. Na época, a população foi consultada sobre

a proposta e 96,6 % indicou que a iniciativa seria uma excelente ferramenta para aumentar a atratividade turística da bacia (Cengiz, 2013).

Assim, após uma inundação devastadora em 1946, a *River Authority* começou a trabalhar com o Corpo de Engenheiros do Exército dos EUA (COE) e o Serviço de Conservação de Recursos Naturais (NRCS), para desenvolver estratégias que abordassem as inundações dentro e ao longo do rio San Antonio e seus afluentes. Em 1954, o Congresso dos Estados Unidos autorizou o COE a construir o *San Antonio Channel Improvements Project* (SACIP). A Autoridade Fluvial continua a servir como patrocinador local com o COE em projetos em toda a Bacia.

Esforços recentes transformaram e melhoraram a capacidade de carga do rio, aplicando métodos de construção modernos, ambientalmente sensíveis e estéticos. A parceria entre a *River Authority*, a cidade de San Antonio e o COE, queria facilitar um fluxo constante de água a jusante. Este projeto, conhecido como Projeto de Melhorias do Rio San Antonio, foi concluído em outubro de 2013. Ao longo de seu desenvolvimento e construção, a Autoridade Fluvial atuou como gerente de projeto e administrador para a parceria COE, *Bexar County* e a cidade de San Antonio.

3.6.2.2 Objetivos e metas

O projeto de revitalização do rio San Antonio foi um investimento de, aproximadamente, U\$ 358,3 milhões, com o objetivo principal de realizar controle de inundações, restauração do ecossistema e melhoria de atividades recreativas ao longo de 21 km do rio. O alto custo desse projeto torna evidente o quanto difícil e complexo é a realidade dos projetos de recuperação dos rios brasileiros, diante da prioridade das agendas e dos orçamentos municipais. Segundo SARA (2011) e SARA (2014), os objetivos do projeto incluem:

- Retornar: a preservação dos recursos históricos da cidade; a disseminação do reconhecimento da história única de San Antonio; o investimento da comunidade através da redução de inundações e melhoria do ecossistema; e a criação de pontos de acesso a área do rio e dos monumentos históricos ao longo dele;
- Restaurar: o habitat natural do rio; espaços de interação entre esse habitat e o espaço urbano como ciclovias, ambientes para pedestre e outras atividades recreativas; manutenção da infraestrutura adequada para um ambiente urbano de qualidade; o encorajamento da manutenção ecológica de planície de inundação e promoção o seu uso enquanto espaço aberto;
- Revitalizar: encorajar diversidade econômica e criação de empregos compatíveis com os recursos culturais e naturais de San Antonio; promover uma relação de governo

e negócios; criar um ambiente de inovação, produtividade e empreendedorismo; preservar e revitalizar novas moradias; implementar políticas que permitam acesso diversificado às oportunidades de moradia.

3.6.2.3 Desenvolvimento técnico

O túnel de desvio de inundação do Rio San Antonio tem aproximadamente 5 km de comprimento com revestimentos segmentados de concreto pré-moldado. O túnel começa perto da *Josephine Street*, onde o poço de entrada do túnel é construído adjacente ao canal existente, Figura 3.10 mostra a rota do túnel. Uma casa de bombas também foi construída, principalmente abaixo do nível do solo, para operar bombas para recircular a água do túnel para complementar o fluxo do rio durante os meses de verão.

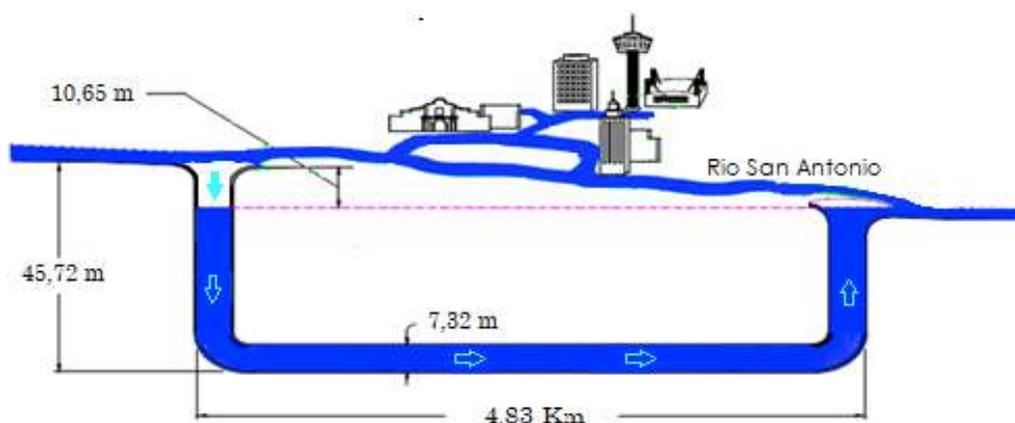


Figure 3.10 – Fonte de água com qualidade e recirculação em canal revitalizado.

Fonte: Adaptado de SARA (2011).

3.6.2.4 Críticas e desvantagens

A revitalização do rio San Antonio, atualmente conhecido como *San Antonio River Walk*, desenvolveu o turismo na região a ponto de incluir a cidade em lugares turísticos. O rio ganhou muitos recursos adicionais no centro, como o passeio contínuo seguindo os dois lados do rio e lojas, restaurantes e hotéis de frente para o rio.

Em pesquisa realizada com os cidadãos de San Antonio em 1973, foi revelado que o público teve uma forte resposta positiva ao Projeto, que mais tarde aumentou ainda mais para incluir mais revitalização da orla. Foi relatado que quase toda a população acreditava que a restauração criava um atrativo turístico (Figura 3.11) e uma parte importante da população acreditava que a restauração proporcionava vantagens econômicas para a cidade.

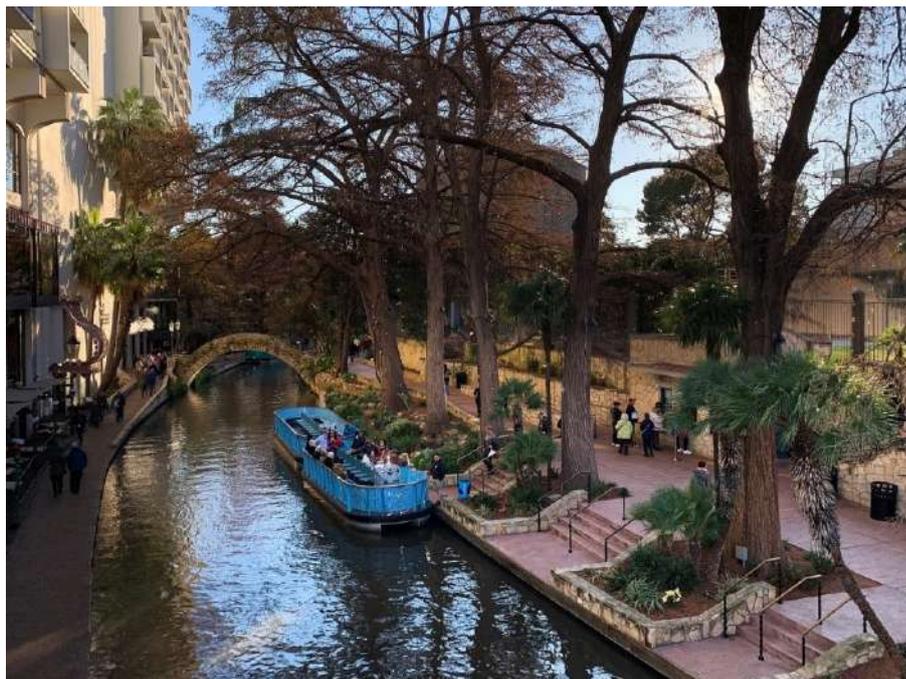


Figure 3.11 – Restauração do rio San Antonio, em Texas – EUA.

Fonte: [Viajento \(2021\)](#).

Os rios Cheonggyecheon e San Antonio são casos inspiradores de revitalizações de urbanas que integraram o desenvolvimento urbanístico da região no entorno da calha com a recuperação da qualidade da água. Em ambos os casos, foram utilizadas intervenções e tecnologias adaptadas ao espaço disponível e ao planejamento urbano e ambiental da cidade.

3.6.3 Rio Pasig: Manila, Filipinas

3.6.3.1 Contexto histórico

Manila é a capital das Filipinas, uma das cidade mais populosa do país que apresentam mais de 1,6 milhões de habitantes. Ocupando uma área de 38,3 km², a cidade está situada junto à desembocadura do Rio Pasig na costa oriental da Baía de Manila. A urbanização da região se deu entorno dos rios e córregos, que se tornaram parte importante da infraestrutura econômica. Antes do aumento do uso de veículos motorizados, os córregos eram utilizados como via de transporte e comércio.

Devido a um crescimento populacional desordenado, a infraestrutura sanitária entrou em falência. Em 2007, cerca de 35 % das residências eram informais, construídas ao longo dos córregos, descarregando efluentes domésticos diretamente nos corpos d'água. Aproximadamente 8.600 toneladas de lixo sólido eram geradas por dia em 2001, como apresentado na Figura 3.12. Os córregos viraram esgotos a céu aberto, afetando o desenvolvimento urbano nas áreas do entorno.



Figure 3.12 – Localizado na capital da Filipinas, Manila, repleto de resíduo sólido.
Fonte: UOL (2022).

Assim, após várias tentativas para o desenvolvimento e reabilitação da região metropolitana de Manila não surtirem o efeito desejado, em 2009, foi oficialmente lançado o Projeto de Reabilitação *Kapit Bisig Para Sa Ilog Pasig* (KBPIP). O projeto busca revitalizar os corpos d'água da região metropolitana de Manila, focando-se primeiramente nos córregos, concentrando-se posteriormente no Rio Pasig, Baía Manila e Lago Bay.

3.6.3.2 Objetivos e metas

O projeto KBPIP mobilizou investimentos públicos e privados. Apesar de ser governamental, foi concebido com objetivos gerais sem estudos de viabilidade e ambiental, possuindo vários subprojetos inter-relacionados:

- Realocação e reabilitação de habitações informais;
- Desassoreamento e limpeza do córrego;
- Construção de parques lineares, via para pedestres e alagados (*wetlands*);
- Construção de esgotos e alagados para o sistema de tratamento de águas;
- Campanha de informação e promoção do projeto.

3.6.3.3 Desenvolvimento técnico

Segundo Agnelli (2014), em 2009, iniciou-se o projeto de reabilitação do Canal de Paco, por onde percorre o rio Pasig, cujas propostas eram:

- Realocação de habitantes de assentamentos ilegais próximos ao rio;
- Desassoreamento do córrego;
- Construção de *wetlands* – Biomatrix;
- Construção de rede coletora de esgotos e alagados para o sistema de tratamento de águas com aeração dinâmica.

O sistema chama-se Biomatrix e trata-se de uma obra de engenharia flutuante de baixo custo que pode ser instalada em reservatórios, canais e lagos contaminados, conforme apresentado na Figura 3.13. O sistema consiste em jardins flutuantes, que são ilhas artificiais com aproximadamente 110 m², coberta por plantas aquáticas. Suas raízes criam um habitat para microrganismos benéficos, que ajudam a limpar a água e a degradar poluentes. As plantas melhoram ainda a qualidade visual do lugar. O sistema conta ainda com o processo de aeração dinâmica, com o uso de um motor instalado na ilha. O processo de descontaminação também dependeu das obras de infraestrutura para se evitar o despejo de resíduos sólidos e de efluentes.



Figure 3.13 – Jardins flutuantes – *wetlands* coberta por plantas aquáticas.

Fonte: UOL (2022).

Além das estruturas hidráulicas e de tratamento das águas construídas, a mudança de comportamento da população em relação ao canal foi considerada a chave do sucesso do projeto. O envolvimento da comunidade com a causa foi muito importante, pois as mesmas pessoas que eram coletivamente responsáveis por negligenciá-lo e poluí-lo, agora são as mesmas que contribuem para mantê-lo limpo. A limpeza do córrego, com a remoção de toneladas de resíduos sólidos, contou com a participação de voluntários.

3.6.3.4 Críticas e desvantagens

De acordo com [Agnelli \(2014\)](#), o projeto não apenas processou a recuperação do Canal Paco, mas também transformou todo o entorno do curso, meio físico e comunidade. O custo da despoluição por esse sistema é menor que a metade do custo com estações de tratamento de águas residuais convencionais, devido à integração e ativação do ambiente fluvial circundante. Destaca-se, também, que o tempo de construção das ilhas artificiais, ao contrário das obras civis de concreto, é medido em semanas, em vez de meses.

O apoio efetivo do Poder Público e o engajamento da comunidade local para processo natural de restauração da biodiversidade do canal produziu resultados mais rápidos que qualquer outro sistema convencional utilizado atualmente.

Cabe ressaltar que o processo aplicado para despoluir a água é uma solução imediata, não sendo própria para o consumo. O tratamento é limitado aos compostos biodegradáveis e às substâncias tóxicas específicas aos microrganismos. Além disso, o projeto de revitalização foi concebido sem nenhum estudo de viabilidade ambiental.

3.6.4 Rio Jaguaré: São Paulo, Brasil

3.6.4.1 Objetivos e metas

O Estado de São Paulo possui 21 Comitês de Bacias atuantes em 22 unidades de gerenciamento de recursos hídricos. Nesse item, as informações apresentadas serão sobre o rio Jaguaré, localizado na unidade de gerenciamento denominada de Tietê-Jagaré.

O projeto do rio Jaguaré tem como objetivo indicar as intervenções de recuperação do ecossistema, e da sua área de preservação permanente (APP), melhorias de saneamento das comunidades do entorno e a implantação de soluções de drenagem sustentável. Foram apresentadas possibilidades de integração na paisagem dos dispositivos de micro e macro drenagem, em pontos específicos ou dispersos pela Bacia. O projeto também associou as funções hidro ecológicas às funções de âmbito cultural, promovendo a aproximação das pessoas aos rios e córregos recuperados e propondo novos espaços de lazer e convívio ([Franco, 2018](#)).

3.6.4.2 Desenvolvimento técnico

O projeto propôs ainda a conversão de parques lineares em estruturas que pudessem ter potencializadas as funções ecológicas relacionadas à drenagem e ao tratamento das águas de chuva. Estes seriam responsáveis por estabelecer as conexões de um amplo sistema de áreas verdes, formados por distintos tipos de espaços abertos espalhados pela Bacia, como uma rede multifuncional interconectada ([Marques et al., 2017, 2018](#)).

Algumas das estratégias utilizadas para atender a este objetivo foram: 1) a reaber-

tura de córregos tamponados, 2) a alteração da seção de córregos abertos canalizados e 3) a substituição de suas paredes laterais de concreto por estruturas de gabião, responsáveis tanto pela estabilização das margens como por gerar ambientes mais favoráveis ao desenvolvimento da fauna e flora espontâneas.

Acredita-se que as novas paisagens propostas possam criar alternativas de trajetos aos usuários da Bacia do Jaguaré, beneficiando os pedestres tanto por reduzir distâncias, como por trazer amenidades para a caminhada rotineira. Associado a estes parques multifuncionais, propôs-se que técnicas compensatórias de grande escala como as bacias de detenção e retenção *on-line* e *off-line*, ocupassem os espaços abertos, muitas vezes residuais, e áreas adjacentes aos córregos a serem desapropriadas (Moura et al., 2019).

Em resposta aos problemas ambientais encontrados na área e buscando a quebra de paradigmas relacionados às infraestruturas de drenagem urbanas instaladas, conforme a Figura 3.14, soluções de manejo sustentável de águas pluviais foram propostas nos distintos espaços abertos identificados. O objetivo foi romper o atual enfoque higienista relacionado à drenagem das águas urbanas, que tem agravado a problemática das cheias e da qualidade das águas na cidade de São Paulo.



Figure 3.14 – Situação atual do reservatório in-line da AV. Politécnica.

Fonte: FCTH (2017).

Os Espaços Abertos foram então capacitados para a retenção e infiltração das águas pluviais (Figura 3.15), a fim de reduzir riscos de inundações e promover a mitigação de poluentes difusos carregados pelos escoamentos, resultando na melhoria da qualidade da água nos corpos hídricos da região. Elegeu-se, ainda, uma área piloto de teste para o aprofundamento das soluções propostas, delimitada por uma sub-bacia hidrográfica na região das nascentes do Jaguaré.



Figure 3.15 – Imagem ilustrativa resultado da parametrização do reservatório in-line da AV. Politécnica.

Fonte: [FCTH \(2017\)](#).

Capítulo 4

Metodologia para avaliação do uso do leito em revitalização

4.1 Introdução

A transformação histórica dos rios e córregos urbanos deve ser fundamental nas intervenções nos projetos de revitalização e independe dos objetivos definidos. De forma a permitir uma efetiva mudança de paradigma, observou-se a ausência de uma metodologia de auxílio à decisão que permitisse uma avaliação técnica do uso da calha no projeto de revitalização. Assim, esta pesquisa propõe uma metodologia para avaliação do uso de um trecho do leito em um projeto de revitalização, permitindo validar ou não as premissas consideradas, uma vez que o método proposto para análise avalia a possibilidade técnica de intervenção direta na calha de um rio urbano. Nesse sentido, o objetivo da metodologia é auxiliar profissionais técnicos na tomada de uma decisão em relação a intervenção na calha em cursos de água urbanos.

Essa pesquisa contempla intervenções em trechos restritos dentro da calha de cursos de água urbanos, considerando a bacia como unidade de estudo, tendo-se em vista a complexidade dos levantamentos necessários e dos estudos envolvidos. Dessa forma, a escala de intervenção analisada consiste, de uma maneira geral, áreas de intervenção, possivelmente já consolidadas em termos de ocupação urbana e com suas condições naturais previamente alteradas.

4.2 Metodologia proposta

4.2.1 Esquema proposto

De forma a auxiliar as etapas de decisão sobre as alternativas de intervenção a serem adotadas em rios e córregos urbanos, são propostas as etapas metodológicas apresentadas (Figura 4.1):

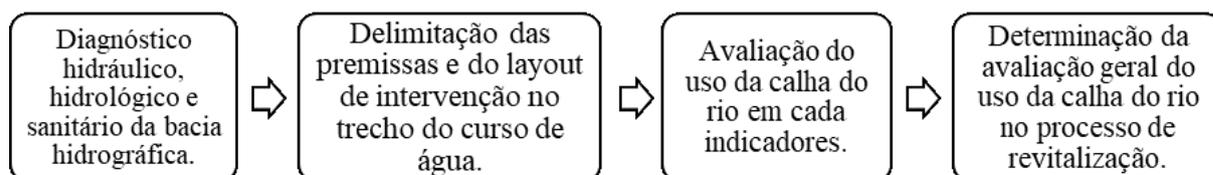


Figure 4.1 – Etapas metodológicas do processo decisório da viabilidade do uso do leito em revitalização de rios urbanos.

Etapa 1: Diagnóstico hidráulico, hidrológico e sanitário da bacia hidrográfica

No tocante ao diagnóstico, devem ser caracterizadas as condições geomorfológicas, sanitárias, hidrológicas e hidráulicas do trecho da calha do curso de água a sofrer intervenção para realizar a avaliação técnica. Esse diagnóstico baseia-se no levantamento de dados, visto o caráter preliminar das análises a serem desenvolvidas na fase de estudos. Propõe-se, então, que sejam constatadas as condições observadas na área objeto de estudo, as quais estão apresentadas nos seguintes itens:

- Vazão de pico: vazão máxima referente ao hidrograma da bacia hidrográfica de um determinado tempo de retorno pré-definido;
- Curva de permanência da seção do trecho do rio: relação entre a magnitude e a frequência de vazões dado um intervalo de tempo para a bacia hidrográfica que fornecerá de parâmetro para definição a vazão paisagística do rio avaliado;
- Comprimento a ser revitalizado do rio: extensão do sistema de melhoramento das águas mais a calha paisagística;
- Perfil topográfico do trecho de intervenção: geometria da calha e margens laterais do rio;
- Capacidade máxima da seção transversal do rio: vazão máxima contida em seção plena no trecho de intervenção;
- Parâmetros de qualidade d'água do rio: segundo *National Sanitation Foundation* (Tozer, 1970), para garantir a qualidade da água para o consumo humano, os principais são:

- Oxigênio dissolvido - OD;
- Coliformes termotolerantes - CT;
- Potencial hidrogeniônico - pH;
- Demanda biológica de oxigênio - DBO;
- Temperatura da água - T;
- Turbidez - TZ;
- Sólidos totais - ST;
- Nitrato - NO^{3-}
- Fosfato - PO^{4-}

Etapa 2: Delimitação das premissas e do layout de intervenção no trecho do curso de água.

Nesta fase serão definidos as premissas e o layout que deverão guiar todos os passos metodológicos. Assim, recomenda-se que seja analisada toda a extensão do curso de água a sofrer intervenção, a fim que seja realizada uma divisão em subtrechos homogêneos, uma vez que dificilmente será possível realizar o mesmo processo de intervenção para um trecho de um curso de água como um todo, uma vez que sempre existem diferenças e particularidades entre as suas diversas seções.

Dessa forma, sugere-se que o trecho seja dividido em subtrechos com características similares – como uso e ocupação do solo, tipos de revestimento, topografia e a morfologia do canal para que as propostas de intervenção sejam formuladas de acordo com suas características específicas, diante do levantamento e diagnóstico obtido na etapa anterior.

Assim, deverão ser analisados os efeitos oriundos da implementação de uma seção de controle de vazão anterior ao trecho revitalizado, proporcionando que seja utilizado o próprio leito do para melhoramento da qualidade d'água e para evitar inundações da calha paisagística. Assim, é necessário que o projeto assuma que a intervenção tenha um aporte constante de vazão na calha paisagística oriunda da vazão de permanência do rio, conforme visto na Figura 4.2, de modo que o sistema de melhoramento das águas se mantenha funcionando dentro da capacidade máxima.

Para isso, é admitida a necessidade da utilização de um barramento e de um desvio da vazão excedente até que o escoamento atinja o valor adotado como aceitável para que a calha paisagística seja inundada, conforme a Equação 4.1.

$$Q_{Afluente} = Q_{Paisagística} + Q_{Galeria}, \quad (4.1)$$

onde: $Q_{Afluente}$ é a vazão de permanência; $Q_{Paisagística}$ é vazão da calha paisagística e $Q_{Galeria}$ a é a vazão da galeria.

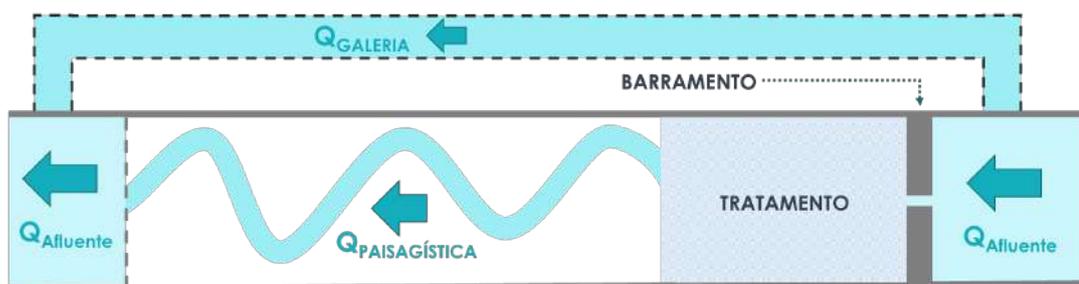


Figure 4.2 – Configuração das vazões do layout do projeto.

Ainda, nessa etapa, os equipamentos hidráulicos barramento e desvio de vazão lateral à calha do rio devem ser projetados de acordo com a vazão observado no rio dada uma permanência e a vazão regularizada atribuída ao tratamento e a calha paisagística. Sendo definido que a vazão máxima do desvio lateral deverá ter referência ao determinado tempo de retorno presumido, isto é, o responsável técnico deverá assumir que, em média, uma determinada vazão inundará a calha do rio com uma frequência estabelecida.

Por fim, no tocante ao layout, devem ser caracterizadas as condições hidrológicas e hidráulicas antes e pós-intervenção, de forma a auxiliar a determinação da vazão paisagística na calha do canal após o processo de intervenção. Para tanto, propõe-se que a vazão paisagística seja definida considerando as condições hidráulicas mínimas da bacia hidrográfica. Definida a vazão paisagística a ser melhorada, é analisada a funcionalidade da calha paisagística, podendo ser inviabilizada caso seja muito pequena e pouco atrativa ao público. Assim, a capacidade de melhoramento da qualidade da água é o maior limitante desse layout.

Nesse sentido, a Figura 4.3 apresenta a configuração padrão do layout do sistema de melhoramento das águas e o desvio lateral da vazão natural do rio. O sistema de melhoramento das águas foi esquematizado para efetuar a remoção dos sólidos grosseiros, a incrementação de oxigênio, diminuição da carga de matéria orgânica e nutrientes, além da remoção de patógenos.

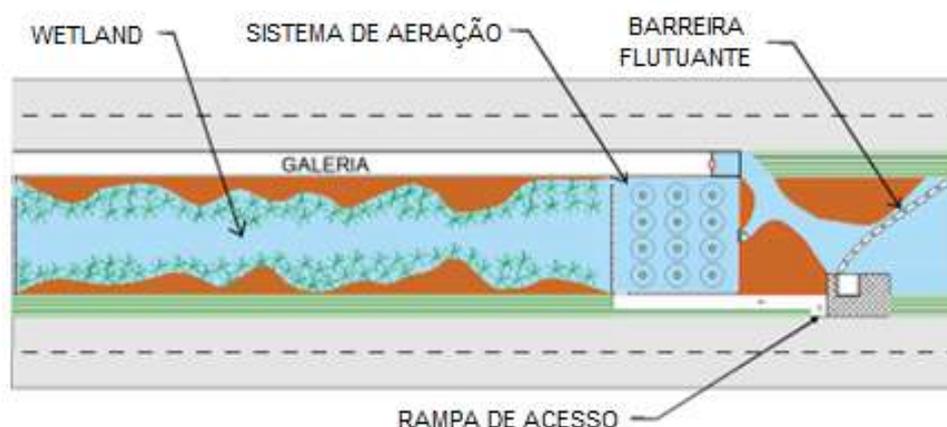


Figure 4.3 – Layout do sistema de melhoramento das águas.

A disposição e a escolha desses elementos foram definidas baseadas na sustentabilidade ambiental, custo orçamentário para implementação e manutenção, ademais pela facilidade da manutenção.

Etapa 3: Avaliação do uso do leito em relação a cada critério

A metodologia proposta por esta pesquisa para avaliação de alternativas de intervenção em cursos de água baseia-se na construção de condicionantes que visam avaliar, de forma quantitativa, os aspectos geomorfológicos, hidrológicos, hidráulicos e qualidade d'água no trecho de um rio urbano no processo de revitalização.

A limitação de cada condicionante foi proposta de acordo com fatores técnicos, baseados na segurança hídrica dos frequentadores em um evento de cheia e na classificação determinada pela Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005) para água doce – classe 3, uma vez que se refere a atividades em que o contato com a água é esporádico ou acidental.

Etapa 4: Determinação da avaliação geral do uso da calha do rio no processo de revitalização

Nesta fase, a avaliação tem um caráter global entre os aspectos geomorfológicos, hidrológicos, hidráulicos e sanitários no curso de água, propõe-se que todas as métricas sejam analisadas de forma ampla. Assim, para uma avaliação quantitativa dos condicionantes, deve-se ponderar a aplicabilidade e a dificuldade de aplicar as intervenções no leito do rio diante das premissas adotadas.

4.3 Premissas fundamentais

Nessa etapa é realizada a escolha técnica de premissas fundamentais e dimensionamentos preliminares, bem como as definições da vazão paisagística, além da disposição e a dimensão das galerias laterais.

4.3.1 Vazão de ocorrência máxima do rio associada ao tempo de retorno

A vazão máxima de um rio é entendida como sendo o valor associado a um risco de ser igualado ou ultrapassado (Tucci, 2007). Cada vazão máxima está associada a um período de retorno, que é definido como o período de tempo para que um determinado evento hidrológico seja igualado ou superado pelo menos uma vez.

Para previsão da distribuição dos recursos hídricos sob diferentes condições, costuma-se empregar modelos hidrológicos para estimar o escoamento superficial na bacia analisada, podendo ser os modelos chuva vazão, monitoramento ou regionalização de vazões.

Os modelos de simulação hidrológica chuva vazão pode ser aplicados para a obtenção

de séries sintéticas de vazões a partir de dados históricos de precipitação e evaporação. Os métodos mais frequentes de transformação de chuva em vazão são o modelo racional (em bacias pequenas e com chuvas de curta duração) e os modelos baseados no hidrograma unitário (em bacias maiores com chuvas de projeto de maior duração).

4.3.2 Vazão paisagística

Esta premissa deve descrever os procedimentos para estimativa a vazão paisagística associada a uma probabilidade de permanência, para que assim seja adotado um valor mínimo de permanência da vazão paisagística. Com isso, é possível garantir uma quantidade mínima de água, necessária para a atratividade e o interesse do público.

Desse modo, é estabelecida a necessidade de adotar uma taxa de permanência mínima para atribuir condições viáveis para a vazão paisagística. Como a disponibilidade hídrica de um rio tem como característica básica grande variabilidade temporal e espacial, é necessário dispor da curva de permanência referente proveniente de uma série histórica de dados fluviométricos do rio estudo. Conforme apresentado por [Alvarez e Garcez \(2002\)](#), as pesquisas hidrológicas referenciam-se em séries históricas, observações sistemáticas decorrentes de intervalos de tempo, sendo elementos de natureza histórica.

Ainda, o tempo de retorno representa o inverso da frequência com que um evento pode ser igualado ou superado num ano qualquer, ou seja, a probabilidade com que uma dada variável hidrológica possa ser igualada ou superada, pelo menos uma vez, num ano qualquer e de forma independente, conforme a Equação 4.2.

$$T_R = \frac{1}{P(Q \geq Q_m)}. \quad (4.2)$$

4.3.3 Taxa de ocupação da área molhada

A análise da disponibilidade da ocupação da área molhada é realizada quando é necessário se obter o controle da vazão. É verificado se o trecho estudado apresenta segurança necessária para aproximação da população ao rio ou se é possível obter disponibilidade hídrica ao longo de todo o ano, sendo indispensável realizar intervenção.

Assim, esse condicionante avalia a viabilidade da aplicabilidade de uma intervenção que regularize a vazão dentro da calha. Para isso, adotou-se que o rio e suas margens devem possuir área suficiente para implementar um canal com a porcentagem de área molhada definida nas premissas. De modo que haja uma margem de segurança com o aumento do escoamento, impedito que o conduto funcione em seção plena ou afogado. Na iminência desta situação, a instalação poderá sofrer perturbações, resultando em ruídos indesejáveis e até mesmo no possível colapso do conduto.

4.3.4 Dimensionamento da galeria

Para o dimensionamento das galerias de águas pluviais, em síntese, será utilizado a vazão excedente (m^3/s) correspondente ao tempo de retorno adotado, somado as contribuições laterais de vazão, conforme a Equação 4.3,

$$Q_{Afluente} = (Q_{Afluente} - Q_{Paisagística}) + Q_{Lateral}, \quad (4.3)$$

onde: $Q_{Afluente}$ (m^3/s) é a vazão do rio referente ao um determinado tempo de retorno; $Q_{Paisagística}$ (m^3/s) é vazão da calha paisagística; $Q_{Galeria}$ (m^3/s) é a vazão da galeria e $Q_{Lateral}$ para caso exista alguma contribuição lateral de vazão no trecho.

Assim, assumindo que a galeria lateral terá formato retangular, restringindo que a largura lateral máxima externa dessa galeria será definida inicialmente pela faixa lateral de expansão do rio, oscilando a profundidade da galeria. As dimensões da galeria devem ser dimensionadas de modo que a vazão projetada não ocupe seção plena.

A largura e a profundidade externa da galeria são definidas pelas seguintes Equações 4.4 e 4.5, respectivamente:

$$L_{ext} = b + 2 \cdot E_v, \quad (4.4)$$

$$P_{ext} = y_n + 2 \cdot E_h, \quad (4.5)$$

onde, L_{ext} é a largura externa da galeria (m); P_{ext} é profundidade externa da galeria (m); E_v é a espessura vertical da galeria (m) e a E_h é a espessura horizontal da galeria (m).

4.4 Proposição de condicionantes de viabilidade

A proposição dos condicionantes foi realizada buscando abranger o maior número possível de condições e aspectos impactados em uma revitalização na calha de um rio qualquer. Para isso, buscou-se avaliar a disponibilidade hídrica, segurança hidráulica e a qualidade da água do rio para receber uma revitalização integralmente na calha. Baseado nisso, a Figura 4.4 apresenta no fluxograma referente à metodologia empregada esse trabalho.

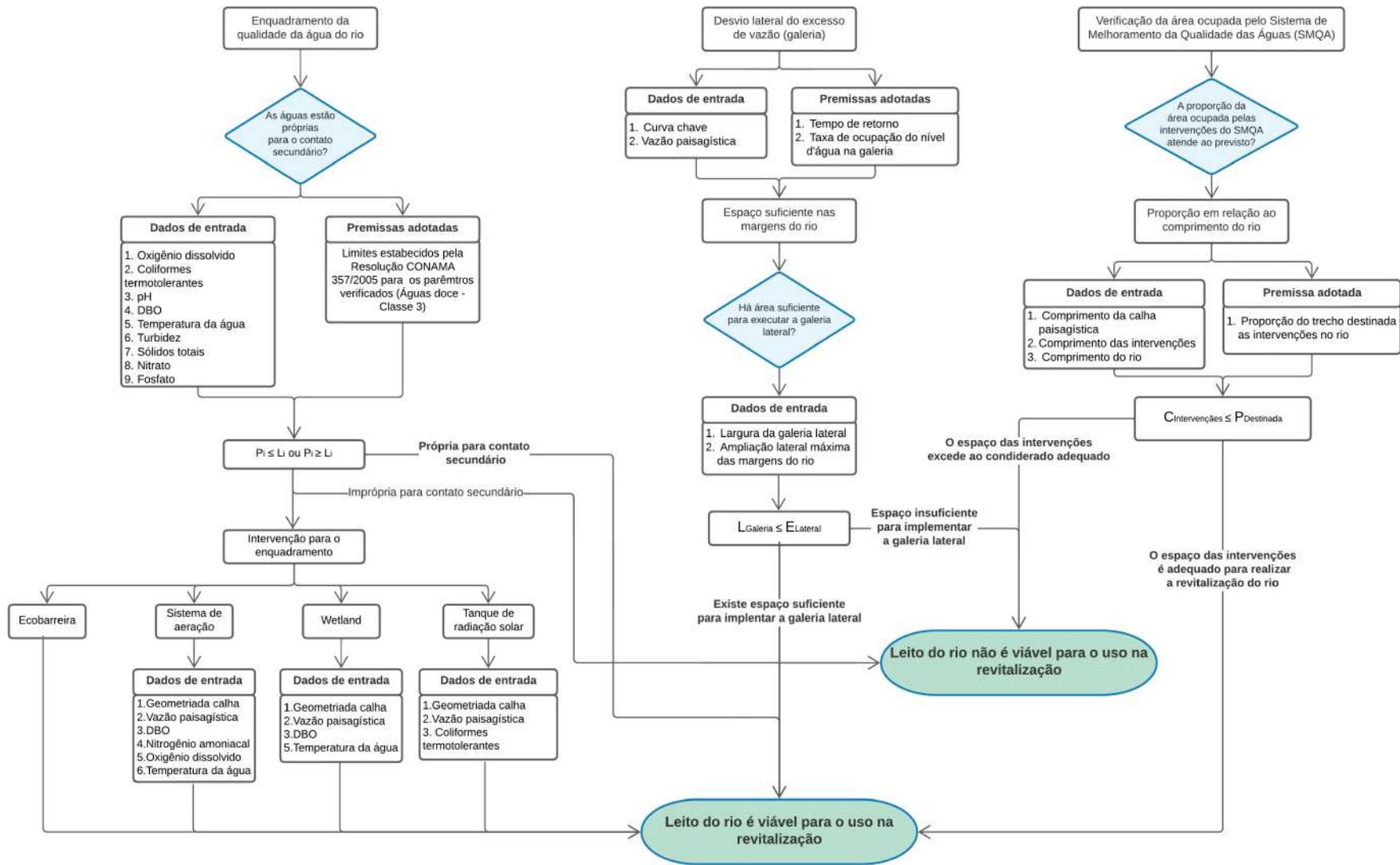


Figure 4.4 – condicionantes hidrológicos hidráulicos e sanitários avaliados na calha do rio do processo de revitalização do rio.

Foram avaliadas as seguintes questões para o uso da calha na revitalização do rio: o enquadramento da qualidade da água do rio para contato secundário, a verificação das margens laterais para implementação das galerias e a validação da área ocupada pelas intervenções.

Ainda, cabe ressaltar que os condicionantes estão estritamente relacionados às intervenções no curso de água, ou seja, as estruturas de melhoramento da qualidade da água, não sendo avaliados os impactos associados a propostas de esgotamento sanitário e coleta de lixo. Finalmente, é importante salientar que, com vistas a tornar a análise dos condicionantes menos subjetiva, foram determinados intervalos que viabilizem a aplicação técnica, conforme será visto adiante.

4.4.1 Condicionante relativo à qualidade da água

Limitados pela Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005) para recreação de contato secundário (classe 3) em água doce, tem-se os seguintes parâmetros de qualidade d'água (Tabela 4.1):

Tabela 4.1 – Limites para contato secundário, segundo a Resolução CONAMA n° 357/2005.

Parâmetros	Limite para contato secundario
Oxigênio dissolvido	≥ 4 mg/L
Coliformes termotolerantes	≤ 2500 NMP/100 mL
Ph	$6 \geq X \leq 9$
DBO	≤ 10 mg/L
Temperatura da água	$\leq 10^{\circ}\text{C}$
Turbidez	< 100 NTU
Sólidos totais	< 500 mg/L
Nitrato	< 10 mg/L
Fosfato	$< 0,15$ mg/L
Resíduo sólido	Virtualmente ausentes

Dessa maneira, busca-se verificar a qualidade das águas do rio analisando os parâmetros pré-estabelecidos, observando a necessidade de executar as estruturas de melhoramento dos parâmetros quanto estes estiverem fora do limiar para contato secundário como exposto, na Tabela 4.1. Dessa maneira, foi estabelecido que para obter as condições necessárias para o contato secundário, seriam aplicadas as estruturas para o melhoramento das águas e seus respectivos parâmetros, conforme o apresentado na Tabela 4.2.

Tabela 4.2 – Estruturas para o melhoramento das águas e seus respectivos Parâmetros.

Parâmetros	Estrutura de melhoramento aplicada
Oxigênio dissolvido	Sistema de aeração
Coliformes termotolerantes	Tanque de radiação solar
DBO	Wetland e Sistema de aeração
Turbidez	Wetland
Sólidos totais	Wetland
Nitrato	Wetland
Fosfato	Wetland
Resíduo sólido	Ecobarreira

Para aplicar as estruturas de melhoramento, utilizaram-se as seguintes metodologias de dimensionamento preliminar.

4.4.1.1 Barreira flutuante

A barreira flutuante deve ser implantada no início das intervenções necessárias, a qual possui o objetivo de eliminar os resíduos sólidos flutuantes lançados. Assim, a obra consiste em uma barreira composta por módulos flutuantes, com a função de reter os resíduos flutuantes, por toda a extensão diagonal do rio afim de reter os resíduos sólidos na extremidade da barreira e facilitar a retirada do material.

O resíduo sólido retirado deverá ser separado, sendo o material reciclável em bom estado de reaproveitamento encaminhado para centrais de coletas e aproveitamento, e os demais para o aterro sanitário.

4.4.1.2 Sistema de aeração

Esta seção permite ter uma estimativa de dimensionamento do sistema de aeração usando os difusores. O dimensionamento se relaciona DBO e a capacidade de dissolução da água. Na prática se usa a DQO para calcular com folga a quantidade de oxigênio para suprir as necessidades das bactérias.

Aeração que produza pequenos volumes de ar, como por exemplo, aeração com oxigênio puro e a aeração com ar difuso de bolhas finas em tanques profundos por ser usada para minimizar o desprendimento de odores. O emprego de aeradores superficiais propicia o contato da água com consideráveis volumes de ar contribuindo para espalhar os odores a longas distâncias. Os processos de desodorização contemplam também o uso de ozônio, peróxido, filtros de carvão ativo e difusão do ar viciado em tanques de lodos ativados, por meio de microbolhas.

A Norma ABNT ([NBR12209, 2011](#)) prescreve que a vazão de dimensionamento para o processo de lodos ativados deve ser a vazão média afluente à estação de tratamento

de esgoto. Ainda de acordo com essa normativa, quando a vazão é superior a 100 L/s, é recomendado que sejam implantadas mais de uma linha de reator operando em paralelo.

O tempo de detenção hidráulico no tanque de aeração pode ser determinado conforme a Equação 4.6.

$$t = \frac{(S_o - S_e) \cdot (K_s + K_e)}{q_{max} \cdot X_V \cdot S_e}, \quad (4.6)$$

na qual: t = tempo de detenção hidráulica, em dias; S_o = concentração de DBO afluente no sistema ($S_o = 249,6$ mg/L); S_e = taxa de lançamento de DBO no corpo receptor e X_V = concentração de sólidos em suspensão voláteis.

Segundo Von Sperling (1997), a relação alimento/microrganismos ou, como também é conhecida, carga de lodo, correlaciona a eficiência do sistema a partir da análise de alimentos disponíveis pela quantidade de microrganismos que habitam o sistema. De tal forma que quanto maior a relação A/M menor será a eficiência do sistema. A relação A/M pode ser determinada conforme a Equação 4.7.

$$\frac{A}{M} = \frac{S_o}{t \cdot X_V}, \quad (4.7)$$

na qual: A/M = carga de lodo fornecida por dia, em kgDBO5/kgSSV.d; S_o = concentração de DBO afluente no sistema; t = tempo de detenção hidráulica; X_V = concentração de sólidos em suspensão voláteis.

Segundo a NBR12209 (2011), a relação A/M para sistemas de taxa convencionais deve estar compreendida entre 0,2 a 0,7 kgDBO/kgSSV.d, validando assim os cálculos da carga de lodo. O volume do tanque de aeração foi determinado segundo a Equação 4.8.

$$V_{LA} = Q_{max} \cdot t, \quad (4.8)$$

na qual: V_{LA} = volume do tanque de aeração, em m^3 ; Q_{max} = vazão máxima afluente (m^3/d) e t = tempo de detenção hidráulica. A eficiência de remoção de DBO solúvel é de 96% e a de remoção de DBO total é de 87 %. Jordão e Pessôa (2011) citam que a remoção de DBO total está entre 85 e 95 %. Sendo assim, essa remoção está dentro da faixa de remoção esperada.

4.4.1.3 Banhado construído (*wetland*)

Como unidade terciária de tratamento de esgoto doméstico, o projeto previu a construção de sistemas *wetlands* – que se constituem de filtros plantados com espécies de macrófitas - com potencial de redução dos contaminantes do esgoto. Utilizar-se-á *wetlands* de fluxo subsuperficial horizontal, por tratar-se de um modelo mais simples em relação

ao de fluxo vertical, tendo em vista que o último depende de alimentação intermitente e está associado a maiores custos operacionais, além de ser considerado de difícil adaptação, quando comparado ao sistema horizontal.

Philippi e Sezerino (2004) propõem dois métodos para o dimensionamento de *wetlands* construídos de fluxo horizontal. O primeiro está associado à degradação da matéria orgânica carbonácea em um modelo de cinética de primeira ordem, aplicável aos reatores tipo-pistão. O segundo modelo está associado a uma relação área de filtro plantado por habitante. Esses modelos são amplamente utilizados para a delimitação da área superficial plantada com macrófitas, no processo de tratamento de esgotos domésticos. Considerando o processo de cinética de primeira ordem, a área superficial requerida pode ser obtida através da seguinte Equação 4.9.

$$A = \frac{Q \cdot [\ln(C_o) - \ln(C_e)]}{K_T \cdot p \cdot n}, \quad (4.9)$$

onde: A é a área superficial requerida (m^2); Q é a vazão afluyente (m^3/dia); C_o é a concentração de carga orgânica do afluyente em termos de DBO_5 (mg/L); C_e é a concentração effuyente em termos de DBO_5 (mg/L); p é a profundidade média do filtro (m); n é a porosidade do material filtrante (adimensional) e K_T é a constante de reação de cinética de primeira ordem (1/d). Sendo K_T dependente da constante de reação a 20 °C (K_{20}) e da temperatura crítica (T) conforme a Equação 4.10:

$$K_T = K_{20} \cdot (1,06)^{(T-20)}. \quad (4.10)$$

Segundo Philippi e Sezerino (2004), a especificação do material filtrante em sistemas *wetlands* deve aliar boas condições de fluxo hidráulico e potencial reativo, ou seja, deve ser capaz de adsorver compostos inorgânicos presentes nas águas. As macrófitas adaptam-se a uma grande variedade de materiais filtrante, desde os solos naturais, passando pelas britas e areias. Geralmente, as espécies ocupam de 30 a 40 cm de profundidade do material de recheio, o que torna esta porção aerada e com probabilidade de aderência de microrganismos (Zealand et al., 2011).

As plantas devem ter um manejo adequado, de forma a maximizar sua contribuição positiva. Usualmente são plantadas com cerca de 4 propágulos por m^2 (variável com a espécie), mas com o passar do tempo, a densidade de plantas aumenta consideravelmente. Cortes mais frequentes, realizados durante a fase de crescimento da planta, potencializam uma maior capacidade de extração de nutrientes e outros compostos. A remoção das plantas, após o corte, evita a liberação no leito filtrante dos compostos absorvidos. É importante ressaltar que deve-se controlar o crescimento de espécies invasoras no sistema.

As principais propriedades das partículas do material filtrante em projetos de filtros

plantados com macrófitas estão associadas à composição granulométrica. Poderão ser usados brita, cascalho, escória siderúrgica ou outros materiais que possuam resistência física e que não sofram desagregação devido às atividades químicas e biológicas que ocorrem no leito. A granulometria destes materiais é referenciada em termos da britagem: brita 0 (4,8 a 9,5 mm); brita 1 (9,5 a 19 mm); ou brita 2 (19 a 25 mm).

4.4.1.4 Desinfecção por radiação solar

A radiação solar pode ter efeito direto e indireto sobre o decréscimo bacteriano. O efeito indireto é o crescimento das algas mais rápido, conforme seja a intensidade de luz; por isso, o aumento do número de algas é importante para a diminuição bacteriana. Já o efeito direto é a produção de formas tóxicas de oxigênio causadas pela luz. A principal finalidade da lagoa de maturação é a remoção de organismos patogênicos. Desta forma, ela pode ser utilizada após qualquer tratamento biológico de esgotos, incluindo lodos ativados e filtros biológicos. É uma alternativa aos métodos tradicionais de remoção de patogênicos como a desinfecção com cloro. Contudo, ela requer grande área.

As lagoas de maturação procuram ampliar estas condições desfavoráveis, através da entrada de radiação solar, pH e concentração de OD elevados. A radiação solar contém raios ultravioletas, possuem ação são bactericida. As lagoas de maturação atingem mais de 99,99% de remoção de coliformes. Cistos de protozoários e ovos de helmintos são normalmente eliminados do efluente de lagoas de maturação por sedimentação.

Segundo [Von Sperling e Chernicharo \(1996\)](#), as lagoas de maturação atingem excelente remoção de helmintos, cistos e ovos. A mortalidade dos patogênicos, bem como dos indicadores de contaminação fecal, segue a cinética de 1ª ordem. De acordo com as reações de primeira ordem, a taxa de mortalidade dos patogênicos é proporcional à concentração de patogênicos em qualquer instante. Assim quanto maior a concentração de patogênicos, maior será a mortalidade.

A remoção bacteriana em lagoas segue normalmente a Lei de Chick:

$$N = N_O \cdot e^{-K_d \cdot t}, \quad (4.11)$$

$$t = \frac{\ln\left(\frac{N}{N_O}\right)}{K_d}, \quad (4.12)$$

sendo: N = número de coliformes no efluente, (org/100 mL); N_O = número de coliformes no afluente (org/100 mL); K_d = coeficiente de decaimento bacteriano, (1/d) T = tempo de detenção (dias).

O coeficiente de decaimento bacteriano é função da temperatura T (Equação 4.13),

$$K_d = k_{20} \cdot O^{T-20}. \quad (4.13)$$

Caso não leve em consideração a taxa de evaporação, a fórmula básica para determinação do tempo de detenção hidráulica é função da profundidade, da vazão afluente, e da área superficial, como exemplificado na Equação 4.12 (Curtis et al., 1992; Von Sperling, 1997).

$$TDH = \frac{A \cdot H}{Q_{Afluente}}, \quad (4.14)$$

em que: TDH = tempo de detenção hidráulica (d); A= área requerida para lagoa (m³); Q = vazão afluente (m³ /d); H = profundidade da lagoa (m).

4.4.2 Condicionante referente às margens do rio

A análise da disponibilidade da ocupação das margens é realizada quando é necessário se obter o controle da vazão, tornando-se um ponto preocupante. Ou seja, a faixa lateral é um fator limitante para implementação do desvio do excesso de vazão no trecho do rio estudado.

Assim, essa condição necessária avalia a viabilidade da aplicabilidade de uma intervenção que regularize a vazão dentro da calha e, para isso, adotou-se que o rio e suas margens devem possuir área suficiente para implementar um canal com a porcentagem de área molhada definida nas premissas. De modo que haja uma margem de segurança com o aumento do escoamento, impendido que o conduto funcione em seção plena ou afogado.

É possível verificar a viabilidade de execução de galerias laterais por meio da faixa de extensão lateral máxima do rio (Figura 4.5) e da largura externa da galeria lateral. Assim, tem-se que:

$$L_{Galeria} \leq E_{Lateral}, \quad (4.15)$$

em que, $L_{Galeria}$ = largura externa da galeria laterais ao rio (m) e $E_{Lateral}$ = extensão para ampliação lateral máxima (m).



Figure 4.5 – Representação gráfica da faixa de extensão lateral máxima.

Fonte: Adaptado do [GoogleEarth \(2022\)](#).

4.4.3 Taxa de ocupação do trecho destinado ao melhoramento da água

A metodologia proposta por esta pesquisa, para avaliação da viabilidade do uso do leito em revitalizações em cursos de água urbanos, somente se torna relevante por meio da ponderação dos condicionantes e da taxa de ocupação do trecho de intervenção necessária para a implementação do projeto. Dessa forma, é imprescindível analisar os condicionantes listados anteriormente, assim como o quanto de área linear da calha servirá exclusivamente para o uso operacional.

Nesse sentido, é fundamental realizar e verificar o quantitativo das intervenções necessárias para o enquadramento da qualidade do rio para contato secundário e que garanta o controle e regularização da vazão dentro da calha paisagística. Desse modo, esse condicionante verifica se a proporção do trecho destinado ao sistema de melhoramento da água (%) é adequada para as metas definidas nas premissas. Assim, tem-se que outro fator limitante é a extensão das intervenções dentro da calha do rio, como exemplificado na Equação 4.16.

$$C_{Inter} \leq P_{Dest}, \quad (4.16)$$

em que, C_{Inter} = comprimento das estruturas para melhoramento das águas do rio (m) e P_{Dest} = porção máxima destinada ao melhoramento das águas (m).

Capítulo 5

Resultados e discussão: Estudo de caso do Arroio Dilúvio

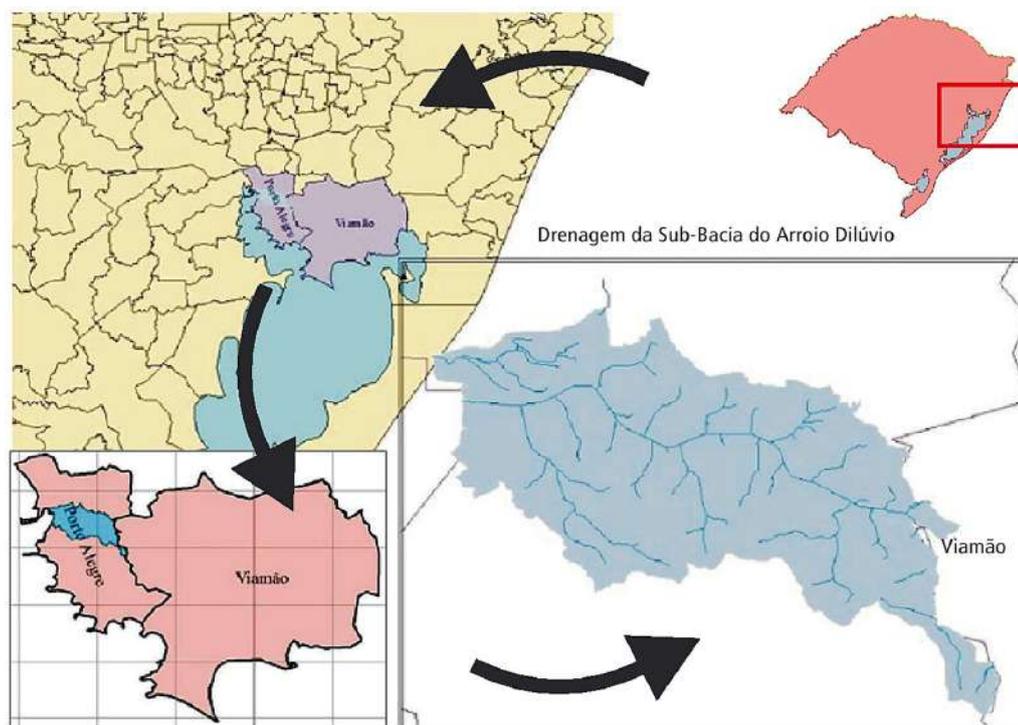
5.1 O Arroio Dilúvio

O estudo de caso para o teste da metodologia é a bacia do Arroio Dilúvio, correspondente a grande parte da região metropolitana de Porto Alegre – RS, a qual é uma das 23 bacias hidrográficas integrantes do sistema estadual de recursos hídricos, pertencente à região hidrográfica do Guaíba.

O Arroio Dilúvio é um afluente da bacia hidrográfica do lago Guaíba (Figura 5.1), tem uma sub-bacia de aproximadamente 80 km² e percorre 17.605 m, dos quais aproximadamente 12 km são atualmente canalizados, apresentando uma vazão no período de seca próximo a 0,5 m³/s e podendo passar dos 17 m³/s em eventos pluviais de grande intensidade. Suas nascentes mais distantes estão localizadas no Parque Saint-Hilaire nos limites das cidades de Viamão com Porto Alegre, no estado do Rio Grande do Sul. As águas das nascentes se acumulam na barragem Lomba do Sabão, criada com a finalidade de captar água para o abastecimento de Porto Alegre e seguem por regiões de menor densidade populacional até chegar na Avenida Ipiranga, onde são canalizadas e atingem a foz com o Guaíba (principal manancial hídrico da região metropolitana) (PMPA et al., 2012).

O sistema aquático natural do Dilúvio apresenta vasta riqueza de biota como: peixes, anfíbios, organismos bentônicos, tartarugas e muitas aves que se alimentam dessas populações. A urbanização impôs outros fins ao Arroio: atualmente ele é o principal canal

de macrodrenagem pluvial da região mais adensada de Porto Alegre e é um receptor de esgotos não tratados (Faria e Morandi, 2002; Tucci, 2008).



Fonte: Mapa elaborado por Amanda W. Fadel (2012) e adaptado por William Mog (2013) com base em arquivos *shapefiles* obtidos em Fepam (2005) e IBGE (2000).

Figure 5.1 – Mapa da bacia hidrográfica do Arroio Dilúvio, RS, Brasil.

Fonte: Mog et al. (2014a).

5.1.1 Alterações históricas

Nos anos de 1912 e 1913, havia modificações sendo realizadas no canal do Arroio Dilúvio, dentro da Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). O canal foi modificado com o intuito de corrigir problemas decorrentes das periódicas inundações que ocorriam na área, e que seguem ocorrendo sazonalmente.

A maior e mais importante obra que modificou o Arroio Dilúvio foi sua canalização (Figura 5.2) proposta pelo José Montaury pela primeira vez no ano de 1914 no “Plano Geral de Melhoramentos do Município”. Apesar desta proposta, foi apenas em 1939 que tiveram início as obras do primeiro trecho da canalização, da foz até a Av. João Pessoa. Esse período de 25 anos foi marcado por uma variedade de modificações no projeto, devido a problemas sociais e interesses políticos.

O segundo trecho da canalização se iniciou em 1943, dando continuidade à canalização da Av. João Pessoa até a Av. Cristiano Fischer, obra que durou até 1974. Na década de 1980 é finalizada a obra até a Av. Antônio de Carvalho (Burin, 2008). Cabe ressaltar que a Av. Ipiranga (que margeia o arroio de sua foz até a Av. Antônio de Carvalho) vinha sendo construída concomitantemente à canalização e ao crescimento da cidade.

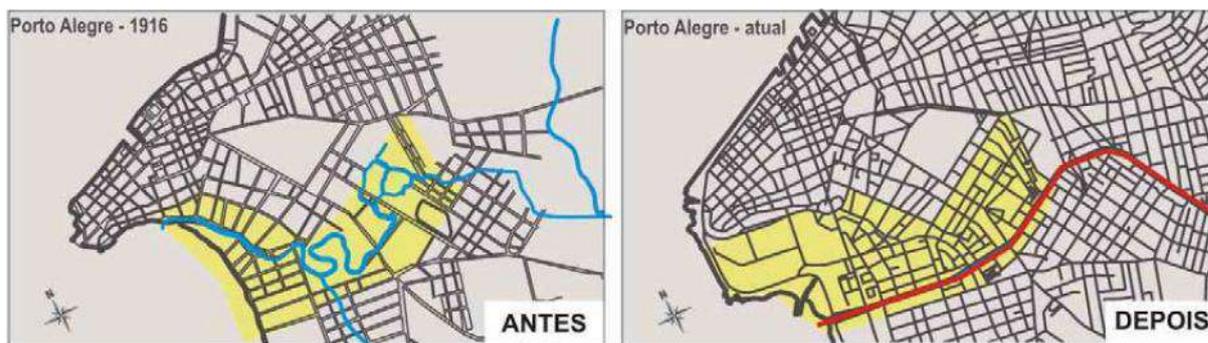


Figure 5.2 – Arroio Dilúvio antes e depois das obras de retificação e canalização.

Fonte: [Burin \(2008\)](#).

A retificação do Arroio e a aplicação de revestimento impermeável intensificaram a velocidade de escoamento da água e os picos de vazão com impactos a jusante. Outras modificações ocorridas na região da bacia do Arroio Dilúvio envolvem o crescimento urbano no entorno do Arroio Moinho, em cujo leito principal deságua a margem esquerda do Dilúvio; fez-se um conduto fechado para que se construísse a Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (PUCRS). A ocupação dessa área ocorreu a partir da jusante do Arroio Moinho, na década de 1940, com a instalação da PUCRS (das margens do Arroio Dilúvio até a Av. Bento Gonçalves), mas foi a partir de 1971, com as obras de canalização do Dilúvio, que houve o grande crescimento comercial e residencial na área.

A sub-bacia do Arroio Moinho tem a maioria da sua superfície impermeabilizada e ocupações em locais de riscos com condições precárias de habitação e saneamento, trazendo sérios problemas ambientais para essa região. Atualmente, a vegetação natural desta região (Bairro Partenon e São José) é vista apenas nos topos de morros ([Verdum et al., 2011](#)).

Segundo [Porto Alegre \(2015\)](#), é na bacia do Arroio Dilúvio que se encontra o percentual mais significativo de redes coletoras do tipo separador absoluto, em comparação com outras regiões da cidade. Apesar do expressivo percentual de redes coletoras implantadas nessa bacia, em que somente 29,86 % das vias não possuem sistema de coleta de esgotos, a qualidade das águas do Arroio Dilúvio permanece visivelmente comprometida, devido à elevada contribuição de carga orgânica.

5.2 Diagnóstico e análise das condições do curso de água e das áreas ribeirinhas

5.2.1 Hidrologia e topografia da região

A bacia hidrográfica do Arroio Dilúvio tem aproximadamente 80 km² de área de drenagem, sendo 20 % no município de Viamão, em áreas de nascente, e os 80 % restantes são integrantes do município Porto Alegre. Há morros com cerca de 300 m de altitude,

mas as nascentes pouco ultrapassam os 100 m. O trecho canalizado do Arroio Dilúvio tem uma declividade aproximada de 3 m/km, mas a montante atinge 10 m/km, denotando ser uma bacia propícia aos escoamentos rápidos (PMPA et al., 2012).



Figure 5.3 – Nascente do Arroio Dilúvio no Parque Saint-Hilaire, em Viamão – RS.

Fonte: PMPA et al. (2012).

O Arroio Dilúvio contribui para o Lago Guaíba e nele descarrega uma vazão média de 1 m³/s, incluindo contribuições de efluentes cloacais lançados para dentro do arroio (PMPA et al., 2012). Mesmo em condições naturais, antes da ocupação urbana intensiva que sofreu e vem sofrendo, esta bacia já apresentava um regime hidrológico nitidamente pluvial. Em épocas de estiagem possuía vazões muito baixas em relação às vazões de episódios pluviosos e, devido a este fato, denominou-se o arroio de ‘Dilúvio’.

O Arroio naturalmente sinuoso, que tinha uma largura média entre 5 e 10 m na sua metade final, deu lugar a um canal revestido com largura mínima entre 15 e 25 m. O trecho canalizado desde a foz mede cerca de 10 km, prosseguindo, sem grandes alterações do seu leito, por mais 8 km até as nascentes no Parque Saint-Hilaire, em Viamão – RS (Figura 5.3).

As consequências urbanas e ambientais desta lógica de ocupação provocaram impactos severos nos arroios e na Bacia, onde espaços verdes e grande parte dos arroios afluentes desapareceram da paisagem. Houve incremento da ocupação irregular, incluindo significativa parcela em áreas de risco de deslizamento e inundações. Coletores tronco de efluentes se universalizaram em quase toda a bacia, mas ainda persiste um alto grau de

ligações de esgotos cloacais em redes pluviais. Nas áreas irregulares, as redes de esgoto não podem ser implantadas devido à falta de cadastro de ruas que só ocorre com a regularização fundiária. Consequentemente, uma grande carga de esgoto cloacal ainda é lançada no Arroio Dilúvio, junto com muito lixo e sedimentos. Em síntese, a bacia do Arroio Dilúvio está altamente antropizada, com todas as dificuldades impostas por uma urbanização sem planejamento adequado em diversas regiões, sobretudo desde os anos 60 (PMPA et al., 2012).

5.2.2 Qualidade da água

A poluição do Arroio Dilúvio é notória, seja pelo seu aspecto visual, seja pelos odores sentidos em suas margens. O arroio chega a receber 50 mil m³ de sedimentos por ano provenientes da erosão natural e de intervenções antrópica, da degradação de suas margens, da degradação das margens de seus afluentes, do acúmulo de resíduos sólidos urbanos. Por isso, há necessidade de periódicos desassoreamentos na parte canalizada (PMPA et al., 2012).

O trecho entre as nascentes do Arroio e o bairro Agronomia (Porto Alegre) é marcado por ocupações irregulares em áreas de proteção (morros e zonas ripárias). Desde as suas nascentes, portanto, o Arroio Dilúvio é modificado de forma negativa à sua qualidade ambiental (Mog et al., 2014b). A região próxima à represa Lomba do Sabão tinha seus esgotos lançados em um afluente (Arroio Vitorino) que desaguava na represa. Estes esgotos foram interceptados e conectados diretamente ao Arroio Dilúvio (a jusante da represa), fazendo com que grande carga da rede cloacal desses bairros seja lançado diretamente ao Arroio Dilúvio sem tratamento prévio (Faria e Morandi, 2002).

O trecho canalizado do Arroio Dilúvio é quase totalmente margeado pela Av. Ipiranga, com quantidade insignificante de vegetação ciliar. Há apenas 2,5 m de talude em cada margem do arroio, vegetado com grama e quase sem árvores; não há absorção dos impactos (Martínez e Poletto, 2014). Quase toda a extensão da parte canalizada possui, também, uma faixa de ciclovia; trata-se de uma estrutura de baixo impacto e que, em certa medida, escancara às pessoas a degradação do arroio, o que pode ser uma medida socioambiental de conscientização.

Os sedimentos depositados nas vias urbanas afetam a qualidade do ar e das águas. Eles têm origem diversa, como vegetal e antropogênica, com poluentes orgânicos (como os poluentes orgânicos persistentes) e inorgânicos (como metais traços) (Sharley et al., 2016). No Arroio Dilúvio, as principais fontes de poluentes são os veículos que trafegam na Av. Ipiranga e o lançamento de esgotos não tratados (Santos, 2019).

5.3 Premissas fundamentais

5.3.1 Trecho do rio selecionado

O trecho selecionado foi determinado entre o trecho do Arroio Dilúvio canalizado observando os seguintes pontos:

- A parte escolhida não deveria sofrer influência do remanso do lago Guaíba;
- Atração popular: região com potencial para atrair frequentadores.

Dessa maneira, foi selecionada uma área com extensão de 1 km do Arroio Dilúvio na região do trecho médio, localizada entre o Hospital São Lucas da PUCRS e o Museu de Ciência e Tecnologia da PUCRS e que não possui áreas públicas de lazer nas proximidades (Figura 5.4).



Figure 5.4 – Trecho médio adotado de 1km do arroio Dilúvio.

5.3.2 Vazão máxima de projeto

A vazão de ocorrência máxima do rio associada ao tempo de retorno foi obtida por meio do modelo IPHS1, desenvolvido no Instituto de Pesquisas Hidráulicas da UFRGS (IPH), segundo o Plano Diretor de drenagem Urbana da bacia do Arroio Dilúvio (PMPA, 2014). O modelo utilizado possui diversos algoritmos internos para modelagem dos processos hidrológicos em bacias, no qual utilizar o método do SCS (Division, 1975) para a separação do escoamento e propagação da bacia, permitindo assim a determinação do hidrograma da bacia.

Diante da demanda metodológica, o método SCS necessita de parâmetros de entrada, entre eles estão: o parâmetro CN e o tempo de concentração. O parâmetro CN do método do SCS depende do tipo de ocupação do solo, das características do solo, assim

como das condições de umidade antecedente do solo. Os resultados dessa classificação são apresentados na Figura 5.5, em cada sub-bacia do Arroio Dilúvio e nos cenários atual e futuro, sendo o cenário futuro baseado pela previsão de densidade habitacional realizada a partir das diretrizes estabelecidas em um Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano e Ambiental (PDDUA).

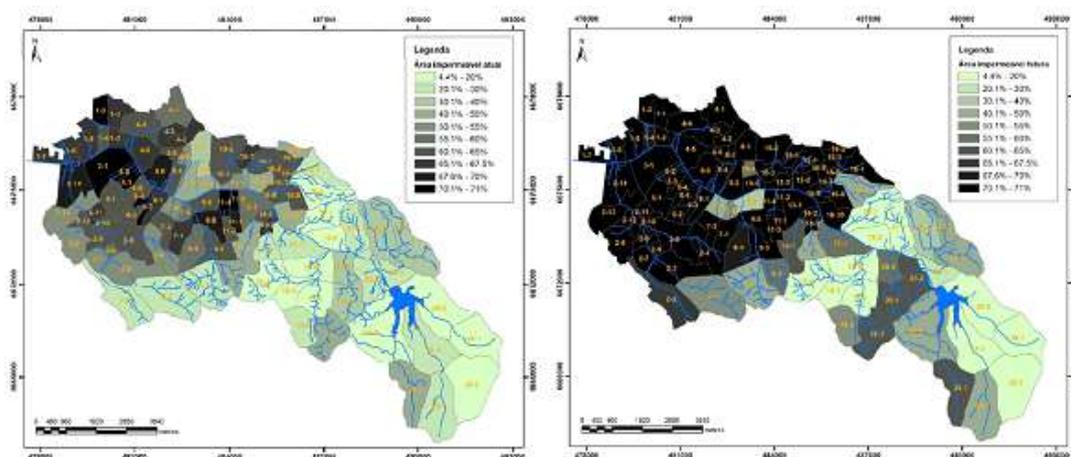


Figure 5.5 – Área impermeável média para cada sub-bacia do Arroio Dilúvio: Cenário Atual de Urbanização (Esquerda) e o Cenário Futuro de Urbanização (Direita) obtido a partir das diretrizes do PDDUA de Porto Alegre.

Fonte: PMPA (2014).

A seguir, neste item são apresentados os resultados obtidos por meio da aplicação do modelo SWMM para cada sistema de macrodrenagem afluente do Arroio Dilúvio. Os resultados da modelagem hidrodinâmica dos condutos são apresentados para os tempos de recorrência de 2, 5, 10, 25 e 50 anos, e cenários de ocupação atual e futuro (PMPA, 2014). O cenário mais crítico adotado é o de T_r igual a 25 anos.

A Tabela 5.1 apresenta as vazões máximas nas seções do Arroio Dilúvio – Trecho Médio (m^3/s), da Av. Antônio de Carvalho até a Av. Salvador Franca.

Tabela 5.1 – Vazões máximas (m^3/s) nas seções do arroio Dilúvio – Trecho adotado.

Ponto de referência	T_{10} (10 anos)		T_{25} (25 anos)		T_{50} (25 anos)	
	Atual	Futuro	Atual	Futuro	Atual	Futuro
Concessionaria Toyota	177,07	180,13	176,77	162,87	177,94	165,94
Museu de Ciência e Tec.	129,03	130,50	121,30	121,66	128,21	119,06
PUCRS	117,10	119,64	118,46	115,46	116,06	110,75
Hospital São Lucas da PUCRS	111,20	114,34	111,56	107,42	110,90	109,35
Estádio Univ. da PUCRS	87,71	91,93	92,59	88,76	89,04	91,20
R. Prof. Cristiano Fischer	86,46	88,04	88,62	86,92	86,75	87,88
R. Frei Germano	152,1	188,31	196,97	209,92	203,68	201,63

Fonte: PMPA (2014).

As vazões na calha do Dilúvio são menores para tempo de retorno igual a 50

anos em comparação com o de 25 anos no cenário futuro, isso se deve a distribuição e contribuição de vazões ao longo do hidrograma no ponto analisado. O volume do evento com tempo de retorno igual a 50 anos é superior ao 25 anos, apesar do pico ser levemente atenuado.

5.3.3 Vazão paisagística

A Tabela 5.2 apresenta as vazões obtidas correspondentes a 50, 60, 70, 80, 85, 90, 95;97,5 e 99% de permanência com dados obtidos no *site* da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), estação fluviométrica (N° 87450100), com coordenadas 51°11'47,65" S 30°29'3,47" W, operada pela Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM), nos anos de 1972 até 2016.

Assim, foi considerado os dados de vazão diária da seção monitorada para a seção do trecho a ser revitalizado, analisado a presença de valores atípicos (*outliers*), falhas e valores sistemáticos, para descartar os dias que apresentaram alguma das interferências citadas, a fim de manter a consistência da curva de permanência.

Tabela 5.2 – Curva de permanência do Arroio Dilúvio.

Permanência (%)	Vazão (m ³ /s)
50,0%	0,651
60,0%	0,591
70,0%	0,394
80,0%	0,375
85,0%	0,352
90,0%	0,313
95,0%	0,306
97,5%	0,210
99,0%	0,137

5.3.4 Dimensionamento da galeria lateral

O dimensionamento proposto aqui aborda o regime permanente, não considerando condições em regime variado como situações de remanso, que em casos específicos deve ser avaliada.

Para o dimensionamento do desvio das águas fluviais, assumiu-se que caberia uma taxa de ocupação de 80 % nas galerias, uma vazão paisagística superior ou igual a 95 % (0,306m³/s) e as vazões máximas nas seções do Arroio Dilúvio (m³/s) associadas aos tempos de retorno, conforme apresentados na Tabela 5.1. Dessa maneira, considerando o trecho do rio selecionado para a intervenção total de 1 km e não havendo contribuições laterais de vazão, calculou-se as vazões excedentes.

A fim de proporcionar o cenário mais crítico, adotou-se o tempo de retorno de 25 anos na seção referente a Rua Frei Germano, conforme a Tabela 5.1, admitindo a projeção de vazão do futuro, conforme as diretrizes estabelecidas em um Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano (PDDUA). Assim, assumindo que a galeria lateral terá formato retangular e declividade média de 0,0036 m/m, conforme PMPA (2014) da bacia do Arroio Dilúvio. O coeficiente de Manning a ser adotado nos cálculos, segundo recomendação da NBR9649 (1986) (Projeto de Redes Coletoras de Esgoto Sanitário), foi de 0,013. Com o propósito de facilitar o andamento técnico do trabalho, selecionou as seguintes dimensões exposta na Tabela 5.3.

Tabela 5.3 – Dimensionamento interno da galeria lateral.

Largura (m)	Profundidade (m)
5,40	6,80
5,50	6,70
5,60	6,50
5,60	6,60
5,70	6,40
5,80	6,30

Logo, a largura e a profundidade externa da galeria foram definidas pelas equações 4.4 e 4.5, assumindo-se que as paredes horizontais, na direção do vão, a espessura horizontal de 20 cm e nas paredes verticais, na direção perpendicular ao vão, a espessura vertical de 30 cm, segundo o projeto estrutural de tubos de seção retangular de concreto armado da empresa Fermix (2018).

Tabela 5.4 – Dimensionamento externo da galeria lateral.

Largura (m)	Profundidade (m)
5,70	7,40
5,80	7,30
5,90	7,10
5,90	7,20
6,00	7,00
6,10	6,90

5.4 Proposição de condicionantes

A partir da aplicação dos critérios mencionados, as intervenções preveem a manutenção dos cursos de água no formato de canalização e retificação juntamente com as vias rodoviárias existentes na região do estudo, assim como o revestimento em concreto do seu leito e margens, conforme apresentado na Figura 5.6.

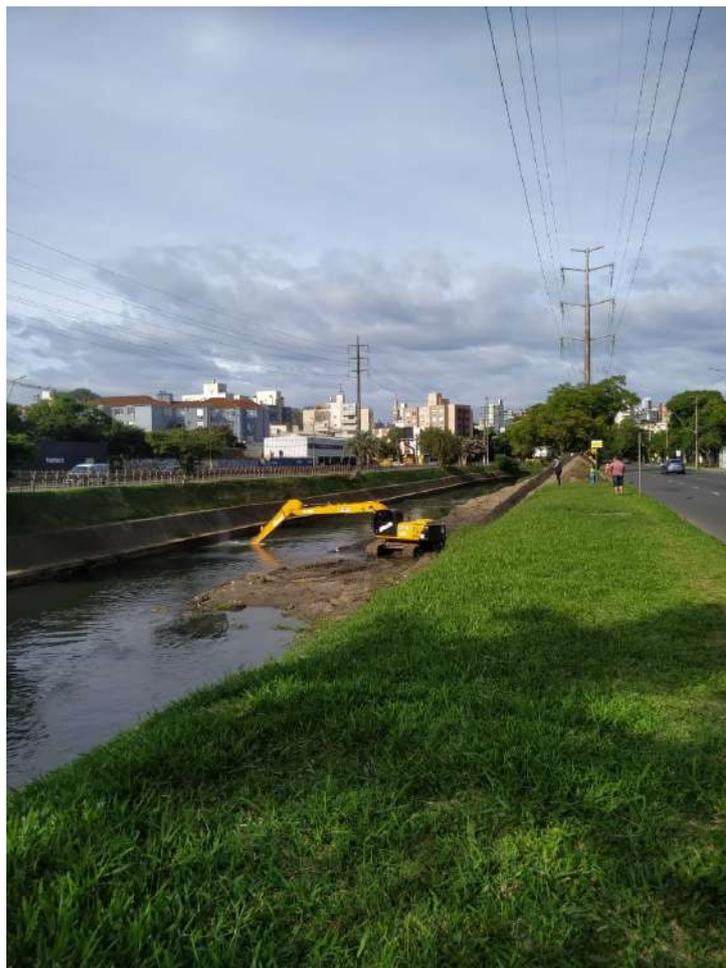


Figure 5.6 – Canal do Arroio Dilúvio — Porto Alegre/RS.
Fonte: Autora (2022).

5.4.1 Condicionante relativo à qualidade da água

A Tabela 5.5 apresenta os resultados obtidos das análises de água do Arroio Dilúvio no trecho amostrado e classificados de acordo com a Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005), segundo IMA-AL (2018) e Faria e Morandi (2002). É apresentada também a média de cada parâmetro de dois pontos de amostragens perpendiculares a Rua Frei Germano e a Av. Cristiano Fischer. Todos os parâmetros são discutidos de forma individual apontando suas causas e efeitos.

Tabela 5.5 – Análises dos parâmetros das águas do Arroio Dilúvio.

Ensaio	Nº de Amostra	Média	Desvio	Mínimo	Máximo
OD (mg/L)	4	6,77	0,23	6,27	7,32
Col. Term. (UFC/100 mL)	4	113.492	40.243	80.040	214.100
Ph	4	7,54	0,39	6,72	7,94
*DBO (mg/L)	15	17,70	8,00	6,00	38,00
Sólidos totais (mg/L)	4	203,27	4,85	193,33	209,33
Turbidez (mg/L)	4	5,96	2,14	3,14	9,23
Nitrato (mg/L)	4	0,39	0,01	0,37	0,40
Fósforo total (mg/L)	4	0,69	0,06	0,53	0,77
*Obtido na Av. Cristiano Fischer, trabalho desenvolvido por Faria e Morandi (2002) .					

Assim, foi realizada uma análise comparativa entre os limites para contato secundário, estabelecidos na Resolução CONAMA n° 357/2005 ([BRASIL, 2005](#)), conforme apresentado na Tabela 4.1, aos dados obtidos nas amostras de águas coletadas no Arroio Dilúvio. Observou-se que os seguintes parâmetros não estavam enquadrados nos limites para contato secundário: coliformes termotolerantes, DBO e fósforo. Além disso, escolheu-se acrescentar os resíduos sólidos, devido ao aproximado volume de 150 tonelada/ano coletado a jusante do trecho proposto nesse estudo, segundo o projeto do [Safeweb \(2022\)](#) que recolhe o lixo jogado no Arroio Dilúvio e impede a poluição das águas do Guaíba em Porto Alegre.

Ainda, apesar do oxigênio dissolvido ser satisfatório, optou por utilizar um sistema de aeração, uma vez que a incrementação de oxigênio no sistema mitiga a carga de DBO no sistema. Cabe destacar também que a nitrificação da amônia e oxidação da matéria orgânica é altamente dependente da entrada de oxigênio no ambiente alagado. Muitos sistemas *wetlands* implementados, tratando esgotos a nível secundário, têm reportado o aumento na concentração de OD durante a passagem do esgoto pelo tratamento ([Kaseva, 2004](#); [Hench et al., 2003](#); [Kadlec et al., 1997](#)).

Dessa maneira, o esquema proposto para o melhoramento das águas do Arroio Dilúvio nessa aplicação se deu na sequência da barreira flutuante, barramento e desvio das águas, sistema de aeração e o banhado construído. Posterior a esse sistema, foi estabelecido que seguiria a calha paisagista disponível ao público.

A barreira flutuante deve ser instalada entre as margens do canal principal Arroio Dilúvio, na superfície d'água livre, sem a vegetação ciliar. A porção linear dessa estrutura apresenta cerca de 20 metros de extensão e um ângulo de 45° com a margem direita.

O sistema de aeração proposto é baseado na produção esperada de lodo, conforme apresentado no capítulo 4. Assim, diante das análises dos parâmetros das águas, obteve-se que: o oxigênio necessário para oxidação de DBO é 38 mg/L e a oxidação de NH_3^- (nitrificação) de 0,4 mg/L. O oxigênio dissolvido geralmente aceito (OD) necessário para

uma grande população de vários peixes é de 4 mg/L, segundo BRASIL (2005). Então, foi adicionado mais 4 mg/L para a estimativa.

Portanto, oxigênio total necessário: $38 + 0,4 + 4 = 42,4$ mg/L. Como mencionado acima, $0,9 \sim 1,3$ kg de O_2 necessário por kg de DBO_5 removido e o fluxo de $300 L/s = 1.080 m^3/h$.

Assim, o oxigênio necessário – ON,

$$ON = 1,3 \cdot 42,4 \cdot 1080 = 59,53 kgO_2/h.$$

Sendo o ar atmosférico composto por 21 % de O_2 , a eficiência de transferência de O_2 padrão do sistema de 15 % e a densidade do peso do ar igual a $1,2 kg/m^3$, o fluxo de ar necessário é:

$$AR = \frac{(59,53 \div 0,21)}{\frac{0,15}{1,2}} = 1.571,87 \frac{m^3}{h} = 26,25 \frac{m^3}{min}.$$

Para projetar o sistema de aeração, selecionou-se uma seção transversal adequada para a zona de aeração, sendo calculado com a elevação original fornecida dessa área. O sistema foi subcategorizado em duas partes, uma foi para a continuidade do processo de aeração, denominada de 'zona de aeração' e da mesma forma foi para o sistema de sedimentação, o qual foi chamado de 'zona de sedimentação', que será discutida mais adiante. Para a zona de aeração, assumiu-se que o tanque teria as seguintes dimensões: 20 m de largura, profundidade de 4m e comprimento de 40 m. Então, volume do tanque de aeração:

$$V_{Aeração} = 20 \cdot 50 \cdot 4 = 4.000 m^3,$$

O difusor de disco bolhas finas disco 7 " foi selecionado, tendo espaçamento mínimo entre os difusores de 7 " é de 17,78 cm (centro a centro) e uma área de serviço efetiva de $1m^2$. Para suprir a demanda:

$$N_{difusor} = (20 \cdot 50)/1 = 1.000.$$

A demanda de oxigênio pode ser atendida usando ar atmosférico que é comprimido por sopradores e descarregado por meio de tubulações e difusores de ar. Os sopradores fornecem um volume constante de ar em uma ampla faixa de pressões de descarga operacionais. Assim, para atender $26,25 m^3/min$, foi selecionado o soprador do tipo centrífugo de deslocamento positivo.

O difusor é um dispositivo em que a capacidade e a velocidade estão inter-relacionadas com a pressão. Retirou-se a altura de 4 m da inspeção de campo e calculou-se a pressão.

$$Press\tilde{a}o = h \cdot \rho \cdot g = 4 \cdot 1.000 \cdot 9,81 = 39,24 \text{ kPa} \approx 40 \text{ kPa}.$$

Para isso, foi selecionado no catálogo da empresa [ANLET \(2011\)](#), o modelo japonês: BE200H 8B para o dimensionamento dos sopradores. Dessa maneira, optou-se por adotar um soprador com capacidade de ar de 29,5 m³ de ar/min, RPM de 1450 por min e potência seria 41,7 kW, uma vez que o oxigênio dissolvido necessário é de 26,25 m³ de ar/min e pressão estática de 40 kPa.

Desse modo, o tempo de detenção é dado por:

$$T_D = \frac{4.000}{1080} \cong 3,7h,$$

o tempo de funcionamento de uma bomba é fornecido por,

$$AR = T_F = \frac{\text{pressão} \cdot \text{volume}}{\text{potência}} = \frac{40 \cdot 4000}{41,7} \cong 3.837s \cong 1,07h.$$

Então, para 3,7 h de tempo de detenção, tem-se 1,07 h de operação de uma bomba. Devido a demanda de carga orgânica das águas, o lodo produzido é de 38 mg/L por 3,7 h, assim, acumulação total de lodo diário é:

$$L_d = 38 \cdot 300 \cdot 86.400 = 984,6 \text{ kg}.$$

Assumindo que a densidade de lodo é de 2000 kg/m³. O volume do lodo total é:

$$V_{Lodo} = \frac{984,6}{2.000} \cong 0,49 \text{ m}^3,$$

e a área superficial do sistema de aeração do projeto é 1.000 m². Portanto, profundidade do lodo é:

$$P_{Lodo} = \frac{0,49}{1.000} \cong 0,49 \text{ mm}.$$

Os difusores devem ser instalados 1,0 m acima do fundo do leito do Arroio Dilúvio. Portanto, o tempo necessário para a remoção do lodo é de:

$$T_{Remo\tilde{c}ao} = \frac{1,0}{0,00049} \cong 2.040,8 \text{ dias} = 5,59 \text{ anos},$$

por segurança, é recomendado a remoção da lama a cada 5 anos.

Essa parte do melhoramento das águas do Arroio Dilúvio deve ser restrita e isolada do público frequentador, isso se deve devido a qualidades das partículas aeradas resultantes do sistema proposto.

Em sequência, tem-se o sistema de *wetlands* como exemplo de tecnologia de tratamento pode trazer inúmeros benefícios, principalmente, relacionados à redução de custos e eficiência na remoção de matéria orgânica, nutrientes e patogênicos. Para isso, projetou-se que a vegetação mais usada é a *Typha* e um sistema de brita nº 01 (porosidade de 0,4) para operar 12 a 24 horas de tempo de detenção hidráulica com declividade equivalente a 1 % do leito, utilizando a vazão de 300 L/s igual a 25.920 m³/dia.

Considerando o processo de cinética de primeira ordem, a área superficial foi obtida considerando a taxa de remoção de 87 % de acordo com Jordão e Pessôa (2011) após o processo de areação, obteve-se que a concentração do final em termos de DBO foi de 5,51 mg/L, contudo, considerou que haveria a implementação dessa estrutura diante da necessidade da mitigação da concentração de fósforo. Assim, é necessária área superficial de:

$$A = \frac{25.920 \cdot [\ln(11) - (10)]}{0,57 \cdot 4 \cdot 0,4} \cong 2.709 \text{ m}^2.$$

Assim, adotando-se o valor da constante para a temperatura de 20°C (K_{20}) igual a 0,80 d^{-1} (varia 0,70 $d^{-1} \pm 0,23$), considerando uma temperatura crítica de 14,1 °C segundo o Atlas Climático do Rio Grande do Sul (Cemets, 2011), obtêm-se um valor de K_T equivalente a 0,60.

$$KT = 0,80 \cdot 1,06^{14,1-20} = 0,57.$$

Com isso, o comprimento necessário para o acomodar a área necessária dentro da calha do Arroio Dilúvio é de:

$$C = \frac{2.709}{0,57} = 4.752,8 \text{ m} \cong 4.753 \text{ m}.$$

E, por fim, segundo o trabalho experimental desenvolvido pelo Paoli e Cordeiro (2010), para *E. coli*, o efluente final do banhado construído atingiu valor médio de $1,4 \times 10^5$ NMP/100 mL (98,2 % de eficiência de remoção) e o controle sem planta $5,0 \times 10^5$ NMP/100 mL (93,3 % de eficiência de remoção). A remoção média obtida por Lourenço et al. (2018) no banhado construído foi de 88,5 %. Ou seja, as unidades apresentaram remoções de 1 a 2 unidades logarítmicas.

Kadlec e Wallace (2008) afirmam que as *wetlands* vegetadas costumam ser mais eficientes na remoção de patógenos porque apresentam uma variedade maior de microrganismos no meio poroso e que podem ser predadores de patógenos. Nos *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial, uma estimativa razoável na redução dos coliformes totais são de duas a quatro unidades logarítmicas, que resultam em um efluente com concentrações abaixo de 103 NMP/100 mL (Ansari, 2016). Uma vez que os patógenos são parcialmente

removidos nesses sistemas, é possível que sejam necessários tratamentos posteriores para uma desinfecção complementar (Brown et al., 2000; Ansari, 2016). Dessa maneira, considerando uma taxa de remoção de 98,2%, tem-se que $3,9 \times 10^3$ NMP/100mL será reduzido para $2,5 \times 10^4$ NMP/100 mL. Assim, adotando-se que o coeficiente de remoção igual a 1,10 de coliformes totais à 20 °C, coeficiente empírico de 1,07 e uma temperatura crítica de 14,1 °C, segundo o Atlas Climático do Rio Grande do Sul (Cemets, 2011), tem-se que:

$$K_B = 1,10 \cdot 1,07^{14,1-20} = 0,74.$$

Logo, para atender os requisitos para contato secundário previsto no BRASIL (2005), é necessário a detenção por:

$$t = \frac{(3.900-2.500)}{(2.500 \cdot 0,74)} \cong 1 h.$$

Tendo o tempo de detenção hidráulico de 1 hora, tem-se o volume útil necessário do tanque de desinfecção de:

$$V_{Desinfecção} = 1 \cdot 1.080 = 1.080 m^3.$$

Para uma lagoa ou um tanque artificial possuir propriedade de desinfecção, sua profundidade útil deve ser $\leq 1,0$ m (Mendonça e Piveli, 2004), valor adotado de 1,0 m. A área total à 80 % da profundidade será de 1.350 m². Adotando a largura do canal de 20 m, o comprimento necessário é de 68 m.

5.4.2 Condicionante referente às margens do rio

A análise da disponibilidade da ocupação das margens quanto à implementação das galerias laterais, sendo essa faixa lateral é um fator limitante para implementação do desvio do excesso de vazão no trecho do Arroio Dilúvio. Assim, adotou-se que a galeria dimensionada deve ter largura externa inferior a 6 m, considerando a porcentagem de área molhada definida nas premissas. Assim, é possível verificar a viabilidade de execução de galerias laterais, logo, tem-se:

$$L_{Galeria} \leq 6 \text{ metros.}$$

Dessa maneira, diante das dimensões obtidas na Tabela 5.4, são verificadas as dimensões possíveis, na Tabela 5.6, para utilizar nessa aplicação localizada Arroio Dilúvio.

Tabela 5.6 – Dimensionamento externo da galeria lateral.

Largura (m)	Profundidade (m)
5,80	7,30
5,90	7,10
5,90	7,20
6,00	7,00

Assim, diante das alternativas dimensionadas utilizando as premissas adotadas, foi verificada a viabilidade e as possibilidades de algumas variáveis que consigam viabilizar a implementação do sistema de desvio da água, que não passará pelo sistema de melhoramento.

5.4.3 Taxa de ocupação do trecho de revitalização

A metodologia proposta por esta pesquisa avalia a viabilidade do uso do leito para contato secundário, em revitalizações em cursos de água urbanos, tendo ênfase a analisar dos condicionantes listados anteriormente, assim como o quanto de área linear da calha servirá exclusivamente para o uso operacional em relação ao todo trecho projetado.

Desse modo, esse condicionantes verifica a viabilidade técnica para implementação entre a proporção do trecho destinado ao sistema de melhoramento das águas (barreira flutuante, sistema de aeração, banhado construído e o tanque de desinfecção) que necessitam de 20, 50, 136 e 68 metros, respectivamente, totalizando 274 metros e o comprimento total do trecho intervindo (sistema de melhoramento das águas e a canal paisagística).

Assim, considerando que o comprimento total do projeto de revitalização é equivalente a 1.000 m, com uma taxa máxima de 30 % para o uso exclusivo do melhoramento das águas, equivalente, portanto a 300 m. Com isso, é perceptível que esse condicionante é atendido, dessa maneira, foi verificado a viabilidade do sistema de melhoramento da qualidade das águas. A Figura 5.7 apresenta visualmente em vermelho os 274 m necessários para implementar o sistema de melhoramento da qualidade das águas, em verde mostra o limite máximo para implementação e em azul, o comprimento mínimo de 700 m da calha paisagística.



Figure 5.7 – Representação gráfica dos trechos paisagístico e o operacional (melhoramento da qualidade das águas).

5.5 Resultados e discussão

De acordo com as diversas avaliações realizadas nos condicionantes e resultados apresentados, pode-se concluir que a viabilidade pode variar bastante em função das premissas e do cenário considerado em cada condicionante. A ordenação final das soluções propostas mantém-se praticamente a mesma em todos os casos estudados.

No tocante à sensibilidade, nota-se a importância de uma avaliação criteriosa e coerente do cenário atual do rio urbano e das premissas. Uma análise pouco apurada pode alterar significativamente o resultado final da avaliação, podendo até mesmo comprometer a viabilidade da revitalização do rio urbano.

Os condicionantes de desempenho ora propostos e a serem reformulados, poderiam ser criadas três novas categorias de avaliação de impactos, conforme previamente mencionado. Em relação à avaliação da eficiência energética das soluções, ressalta-se a sua importância dentro do atual quadro de necessidade de conservação de energia, onde a escolha de qualquer tipo de solução ultrapassa a sua simples viabilidade técnica e financeira, tornando-se de fundamental importância a análise do seu ciclo de vida, dentre outros aspectos. Nesse contexto, desde que mudanças radicais se apresentaram no campo da energia, os últimos anos têm sido marcados por uma mudança de atitude frente a essa questão, onde novas posturas voltadas para a conservação e preservação do meio ambiente se impõem perante a sociedade e aos tomadores de decisão.

Quanto à categoria de condicionantes legais, observa-se que a avaliação da viabili-

dade legal de implementação de alternativas de intervenção pode nortear a elaboração de soluções ou mesmo vetar os casos em processo de análise que se apresentem incompatíveis com as normas e legislações vigentes. Essa categoria se apresenta muito interessante, uma vez que permite uma avaliação da condição legal das propostas antes mesmo que outras análises ou projetos comecem a ser desenvolvidos.

Também interessante seria o estudo da vocação urbanística da área de intervenção, de forma a avaliá-la sob o ponto de vista de uso e ocupação do solo – local e da bacia/ atual ou proposto em lei, densidade demográfica, nível socioeconômico da população, dentre outros, com o objetivo de delinear propostas de intervenção compatíveis com a situação específica de cada área de estudo.

O estudo de caso relativo ao Arroio urbano apresenta interesse particular devido ao entrave do trecho homogêneo insuficiente, visto a necessidade resultante do sistema de melhoramento das águas mais extenso que o estabelecido nas premissas. Nesse caso, evidencia-se o estado longínquo da qualidade das águas do Arroio Dilúvio da proposição definida para contato secundário pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005). Nesse sentido, esse estudo demonstrou a proposta de uma metodologia voltada para cursos de água urbanos densamente urbanizados, que apresentem condições distintas.

A partir da proposição dos condicionantes de viabilidade de revitalização na canal de rios urbanos, do sistema de melhoramento das águas, da mudança da seção de córregos canalizados abertos e da incorporação de espaços inundáveis aberto ao público ao longo dos cursos d'água. As Figuras 5.8, 5.9 e 5.10 mostram fotomontagens realizadas pelo Arquiteto Miguel del Rio (Rio, 2021), no canal do Arroio Dilúvio. É formada uma paisagem que reproduz experimentalmente o que sistemas naturais e adaptativos, propiciando a ocorrência de processos hidro-ecológicos importantes ao meio ambiente.



Figure 5.8 – Imagem esquerda: atual situação do Arroio Dilúvio e imagem direita: foto-montagem do projeto de revitalização na calha do Arroio Dilúvio.

Fonte: Rio (2021).



Figure 5.9 – Imagem esquerda: atual situação do Arroio Dilúvio e imagem direita: foto-montagem do projeto de revitalização na calha do Arroio Dilúvio.

Fonte: Rio (2021).

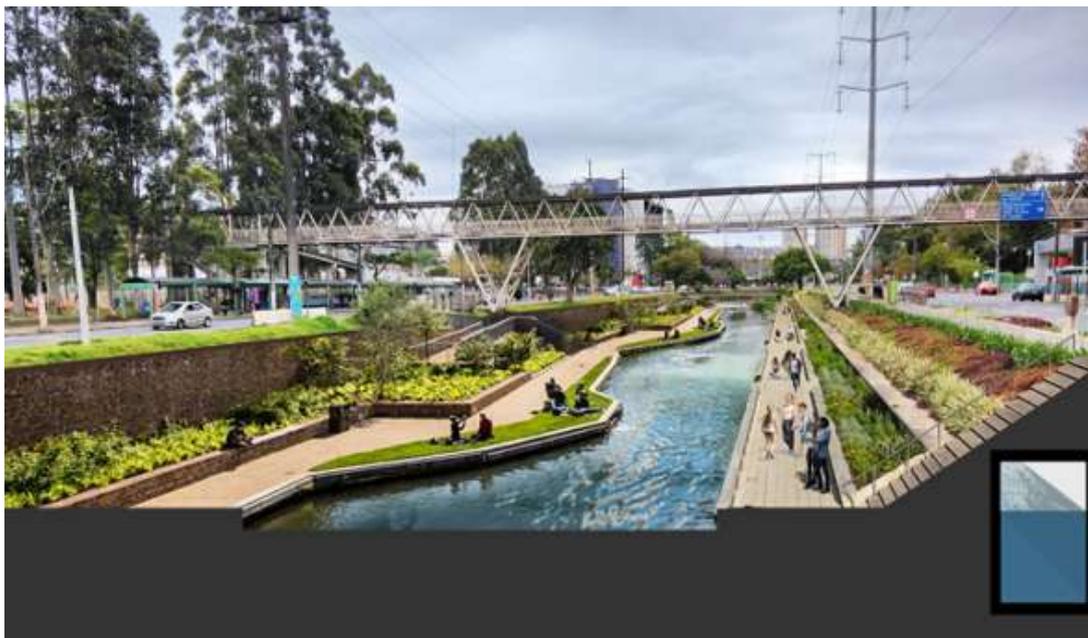


Figure 5.10 – Integração entre áreas lindeiras ao Arroio Dilúvio, formando uma região multifuncional e integrador das áreas urbanas adjacentes.

Fonte: Rio (2021).

Apesar dos ganhos notáveis, cabe ainda ressaltar a importância de uma análise de custos da solução proposta, principalmente nos casos em que seja necessário construir uma estrutura hidráulica robusta, o que permitiria avaliar a metodologia dentro de um contexto mais amplo e realista.

Capítulo 6

Conclusões e perspectivas

O desenvolvimento da presente pesquisa permitiu a avaliação da metodologia proposta para seleção de alternativa de intervenção em projeto de revitalização na calha de cursos de água densamente urbanos e a identificação de importantes desdobramentos e perspectivas de continuação do trabalho. Nesse sentido, alguns itens considerados de relevante interesse merecem ser destacados.

Em primeiro lugar, é importante destacar que todos os objetivos propostos pela pesquisa foram alcançados, ou seja, foi desenvolvido um método para avaliação da viabilidade técnica de revitalização de rios urbanos com estruturas hidráulicas, de melhoramento da qualidade d'água e de fruição no próprio leito, com base em pré-requisitos que integrem aspectos geomorfológicos, hidrológicos, hidráulicos e sanitário. Além disso, foi elencado um conjunto de pré-requisitos e foi estabelecido os critérios de viabilidade técnica com base em agregação de pré-requisitos.

Em relação à proposição dos condicionantes, foi realizada pesquisa bibliográfica com o intuito de encontrar publicações relacionadas ao tema. Entretanto, para a avaliação de alternativas de intervenção dentro da calha de rios e córregos urbanizados, não foram encontrados trabalhos similares, o que tornou o desenvolvimento metodológico desta pesquisa bastante complexo e desafiador.

Foram propostos três condicionantes visando avaliar a viabilidade da revitalização no curso de água, verificando os fatores hidrológicos/hidráulicos, ambientais, sanitários e topográficos. Acredita-se que os condicionantes propostos conseguiram englobar os principais impactos decorrentes de uma revitalização dentro da calha em cursos de água, não tendo sido observada, ao longo do desenvolvimento dos estudos de caso, a necessidade

de inclusão de novos critérios de avaliação no tocante à avaliação de desempenho da solução. Outros condicionantes relevantes para uma análise mais completa para revitalização, como os relacionados a custos, deverão ser abordados em uma pesquisa mais ampla.

Os condicionantes relacionados à coleta de resíduos sólidos e redes de esgoto, por exemplo, não foram enquadrados no âmbito da metodologia proposta, que considera como escala de análise somente trechos de cursos de água e suas áreas. No entanto, são considerações válidas e são muito pertinentes em um sentido amplo, quando se leva em conta a bacia como escala espacial de análise.

No que se refere aos condicionantes, observa-se a possibilidade de diferentes resultados diante da definição das premissas adotadas, reforçando a sensibilidade dos resultados de acordo com as premissas. Ressalta-se aqui a importância de um diagnóstico representativo das condições físicas e químicas do rio e de suas áreas ribeirinhas, uma vez que a percepção acerca dos problemas a serem tratados e possíveis impactos a serem gerados é de fundamental importância para a elaboração de propostas de revitalização com a realidade local.

A utilização de técnicas de tratamento de água mais avançadas seria oportuna no âmbito do melhoramento das águas dos rios urbanos, permitindo uma otimização e o refinamento dos resultados obtidos. Contudo, essa alternativa proporcionaria um maior gasto energético com aquisição, manutenção, dependendo da tecnologia adotada., tornando a estrutura hidráulica insustentável, criando uma maior necessidade elétrica.

Vale destacar que, para todos os condicionantes, as soluções procuraram incorporar a variável ambiental e os conceitos de preservação das condições naturais existentes do curso de água, apontando que esse tipo de abordagem deveria ser adotado em contraposição às soluções tradicionais de revitalização que necessitam da ampliação do leito do rio.

Em condições idealizadas, a recuperação de um rio na calha em regiões densamente impermeabilizadas e habitadas deve considerar a preservação das condições naturais existentes de rios e córregos, dentro de uma ótica de integração de aspectos ambientais, sanitários, sociais, hidrológicos/ hidráulicos, dentre outros, devem ser priorizadas em relação às soluções tradicionais de intervenção.

No tocante à sensibilidade, nota-se que uma variação das premissas proporciona consequências significativas na avaliação qualitativa dos condicionantes, podendo até mesmo alterar a colocação da viabilidade. Dessa forma, é de fundamental importância uma análise e definição muito criteriosa das premissas impactos decorrentes de cada condicionante, de forma a não se comprometer o resultado final da avaliação.

Nesse sentido, observa-se a possibilidade de refinamento da avaliação dos condicionantes propostos, podendo ser avaliados de forma quantitativa, diminuindo a subjetividade das análises. Nesses casos, haverá necessidade de uma avaliação mais apurada das condições

do curso de água e da área entorno da bacia, fazendo-se necessária a obtenção de dados mais exatos para a realização de cálculos e eventuais modelagens.

Quanto à ampliação e continuidade dessa pesquisa, além das considerações previamente realizadas, puderam ser identificadas outras interessantes possibilidades, como a associação dos condicionantes propostos com outros que considerem aspectos legais, custos de implantação, operação e manutenção das soluções assim como a sua eficiência energética, o que tornaria a avaliação das alternativas muito mais complexa, mas ao mesmo tempo mais realista e abrangente, contemplando diversos aspectos relevantes na tomada de decisão.

Finalmente, pode-se dizer que a metodologia desenvolvida permitiu nortear a escolha de uma solução pré-estabelecida, podendo auxiliar regiões densamente urbanizada. Acredita-se que a sua aplicação possa orientar tanto os profissionais envolvidos com a concepção de projetos quanto os órgãos ambientais, responsáveis pelo licenciamento ambiental desse tipo de intervenção.

Bibliografia

- Abell, J. M., Özkundakci, D., Hamilton, D. P., e Reeves, P. (2022). Restoring shallow lakes impaired by eutrophication: Approaches, outcomes, and challenges. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 52(7):1199–1246.
- Agnelli, M. (2014). Revitalização de rios urbanos—estudo de caso: Estero de paco—manila. *Escola Politécnica da Universidade de São Paulo*, pgs. 1–7.
- Alonso, M. O. C. (2018). O debate ambiental contemporâneo: uma revisão crítica. *O Social em Questão*, 21(40):35–56.
- Alvarez, L. e Garcez, G. (2002). *Hidrologia. 2ª edição revista atualizada*. São Paulo: Edgar Blücher Ltda.
- Alves, C. F., Bortoluci, C. B. C., Oliveira, E. P., Pizzo, M. M., e Rodriguez, R. P. (2018). Remoção biológica de nitrogênio em águas residuárias: uma revisão dos processos convencionais aos processos modernos. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, 9(3):174–187.
- Amorim, C. d. C. (2018). Teoria e prática sobre instrumentos de regulação ambiental hídrica no brasil: uma revisão.
- ANLET (2011). 3 lobes blower & vacuum pump. Technical report, <https://www.anlet.co.jp/english/catalog/pdf/anlet001.pdf>.
- Ansari, A.A.; Gill, R. G. S. L. G. (2016). Phytoremediation. management of environmental contaminants. *Springer*, 4.
- Bai, X., Zhu, X., Jiang, H., Wang, Z., He, C., Sheng, L., e Zhuang, J. (2020). Purification effect of sequential constructed wetland for the polluted water in urban river. *Water*, 12(4):1054.

- Baptista, M., Nascimento, N., e Barraud, S. (2005). Compensatory techniques in urban drainage (técnicas compensatórias em drenagem urbana), brazilian association of water resources. *Porto Alegre*.
- Barbieri, G. M. C. (2019). *Rios e cidades: ruptura e reconciliação*. Editora Senac São Paulo.
- Barros, M. T. L., Porto, M. F. A., Pellegrino, P., Brandão, J. L. B., Ono, S., e Ros, D. A. (2007). Renaturalização de pequenas bacias hidrográficas brasileiras: questões para reflexão. *Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, 17.
- Bernard, J. M. e Tuttle, R. W. (1998). Stream corridor restoration: Principles, processes, and practices. Em *Engineering approaches to ecosystem restoration*, pgs. 320–325.
- Bof, P. H. (2014). Recuperação de rios urbanos: o caso do arroio dilúvio. *Instituto Pesquisas Hidraulicas. Universidade Federal do Rio Grande do Sul*.
- Brasil (1997). Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. institui a política nacional de recursos hídricos, cria o sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos, regulamenta o inciso xix do art. 21 da constituição federal, e altera o art. 1º da lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. *Diário Oficial da União*, pgs. 470–470.
- BRASIL (2005). Conama nº357, de 17 de março de 2005. *Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA*, 357.
- Brown, D., Kreissl, J., Gearhart, R., Kruzic, A., Boyle, W., Otis, R., et al. (2000). Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters. *Cincinnati, National Risk Management Research Laboratory: Office of Research and Development. US Environmental Protection Agency*.
- Burin, C. W. (2008). O caso da canalização do arroio dilúvio em porto alegre: ambiente projetado x ambiente construído.
- Caldeira, L. A. C. e Lima, D. P. (2020). Drenagem urbana: uma revisão de literatura. *Engineering Sciences*, 8(2):1–9.
- Calkins, J. (2013). *The role of solar ultraviolet radiation in marine ecosystems*, volume 7. Springer Science & Business Media.
- Cardoso, A. S. e Baptista, M. B. (2013). Metodologia multicriterial para orientação de processos decisórios relativos a intervenções em cursos de água em áreas urbanas. *Revista REGA*, 10(1):51–67.

- Carli, A. e Costa, L. (2020). Água potável e saneamento básico: o encontro necessário de dois direitos fundamentais à saúde da vida em geral. *Revista de Direito e Sustentabilidade*, 6(2).
- Carvalho, J. W. L. T., Marangon, F. H. S., e dos Santos, I. (2020). Recuperação de rios urbanos: da interdependência e sincronicidade dos processos de desnaturalização em rios e bacias hidrográficas urbanas. *Revista do Departamento de Geografia*, 40:163–174.
- Castelnou, A. M. N. (2006). Parques urbanos de curitiba: de espaços de lazer a objetos de consumo. *Cadernos de Arquitetura e Urbanismo*, 13(14):53–73.
- Castro, L. M. A. d., Baptista, M. B., e Cordeiro Netto, O. d. M. (2004). Análise multicritério para a avaliação de sistemas de drenagem urbana: Proposição de indicadores e de sistemática de estudo. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos-RBRH*, 9(4):5–19.
- Cavalcanti, D. M. P., Silva, E. C., e Neri, N. (2018). Os riachos urbanos do bultrins como elementos estruturadores da paisagem. *REVISTA HUM@ NAE*, 12(2).
- Cemetr (2011). Atlas climático do rio grande do sul.
- Cengiz, B. (2013). Urban river landscapes. *Advances in Landscape Architecture*.
- Chandran, A. e Hatha, A. M. (2005). Relative survival of escherichia coli and salmonella typhimurium in a tropical estuary. *Water research*, 39(7):1397–1403.
- CNM (2022). Prejuízos causados pelas chuvas em todo país entre 2017 e 2022. <https://noticias.uol.com.br/cotidiano/ultimas-noticias/2022/01/20/chuvas-no-brasil-causaram-prejuizo-de-r-555-bilhoes-em-5-anos-diz-cnm.htm?cmpid=copiaecola>.
- Cruz, J. C. e Silveira, G. (2007). Disponibilidade hídrica para outorga (ii): Avaliação integrada por bacia. *Revista Rega–Revista de Gestão de Água da América Latina*, 4(2).
- Cui, N., Chen, G., Liu, Y., Zhou, L., Cai, M., Song, X., e Zou, G. (2018). Comparison of two different ecological floating bio-reactors for pollution control in hyper-eutrophic freshwater. *Scientific Reports*, 8(1):1–9.
- Curtis, T. P., Mara, D. D., e Silva, S. A. (1992). Influence of ph, oxygen, and humic substances on ability of sunlight to damage fecal coliforms in waste stabilization pond water. *Applied and environmental microbiology*, 58(4):1335–1343.
- Davies-Colley, R. J., Payne, G., e Van Elswijk, M. (2000). Microclimate gradients across a forest edge. *New Zealand Journal of Ecology*, pgs. 111–121.
- Division, U. S. S. C. S. E. (1975). *Technical release*. Number 55. Engineering Division, Soil Conservation Service, US Department of Agriculture.

- Dornelles, F. e Collischonn, W. (2021). Hidrologia para engenharias e ciências ambientais. *São Paulo: ABRH*, pg. 210.
- dos Santos, M. F. N., Enokibara, M., e de Castro Fontes, M. S. G. (2022). Plant selection for green infrastructure: a review of recommended species for stormwater management devices. *Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades*, 10(75).
- Dzionic, A., Wojcieszynska, D., e Guzik, U. (2016). Natural carriers in bioremediation: A review. *Electronic Journal of Biotechnology*, 23:28–36.
- Faria, C. M. e Morandi, I. C. (2002). A difícil recuperação de arroios em áreas urbanas. *Pesquisa Ecosystema Revista*, 3:3852.
- FCTH (2017). Desenvolvimento de metodologia e projeto piloto de revitalização de bacia urbana, replicável para as demais bacias da região metropolitana (bacia do córrego jaguaré). Volumes i, ii, iii e iv, Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica.
- Fermix (2018). Solução de drenagem.
- Findlay, S. J. e Taylor, M. P. (2006). Why rehabilitate urban river systems? *Area*, 38(3):312–325.
- Franco, M. d. A. R. (2018). Metodologias de requalificação da paisagem urbana. *Revista LABVERDE*, 9(1):7–9.
- Gao, H., Xie, Y., Hashim, S., Akhtar Khan, A., Wang, X., e Xu, H. (2018). Application of microbial technology used in bioremediation of urban polluted river: a case study of chengnan river, china. *Water*, 10(5):643.
- GoogleEarth (2022). Google earth website. <https://www.google.com/maps/@-30.0544799,-51.1913306,293m/data=!3m1!1e3>.
- GZH (2022). Ecobarreira do arroio dilúvio impediu de chegar ao guaíba 775 toneladas de lixo em cinco anos. <https://gauchazh.clicrbs.com.br/porto-alegre/noticia/2021/03/ecobarreira-do-arroio-diluvio-impediu-de-chegar-ao-guaiba-775-toneladas-de-lixo-em-cinco-anos-ckmqsky7u00br0198w9ltkxo7.html>.
- Hale, B. W. e Adams, M. S. (2007). Ecosystem management and the conservation of river–floodplain systems. *Landscape and Urban Planning*, 80(1-2):23–33.
- Hench, K. R., Bissonnette, G. K., Sexstone, A. J., Coleman, J. G., Garbutt, K., e Skousen, J. G. (2003). Fate of physical, chemical, and microbial contaminants in domestic wastewater following treatment by small constructed wetlands. *Water research*, 37(4):921–927.

- Hickie, D. (1998). Strategic approaches to river rehabilitation: The river leer and the river derwent, uk. *De Waal L, et al. Rehabilitation of Rivers: Principles and Implementation*, 158.
- Horizonte, B. (2001). Prefeitura municipal. superintendência de desenvolvimento da capital. *Programa de Recuperação Ambiental e Saneamento dos Fundos de Vale e Córregos em Leito Natural da Cidade de Belo Horizonte—Conceitos e Princípios. Belo Horizonte.*
- Horizonte, B. (2003). Relatório de viabilidade sócio-ambiental do programa drenurbs.
- IMA-AL (2018). Diagnóstico e monitoramento ambiental do arroio dilúvio.
- Jasperse, P. (1998). Policy networks and the success of lowland stream rehabilitation projects. Em *Rehabilitation of rivers: principles and implementation*, pgs. 13–29. Wiley.
- Jordão, E. e Pessôa, C. (2011). Tratamento de esgotos domésticos. 6^a edição. rio de janeiro: Abes, 1050 p.
- Kadlec, R. H. e Wallace, S. (2008). *Treatment wetlands*. CRC press.
- Kadlec, R. P., Zelicoff, A. P., e Vrtis, A. M. (1997). Biological weapons control: prospects and implications for the future. *Jama*, 278(5):351–356.
- Kapuscinski, R. B. e Mitchell, R. (1983). Sunlight-induced mortality of viruses and escherichia coli in coastal seawater. *Environmental science & technology*, 17(1):1–6.
- Kaseva, M. (2004). Performance of a sub-surface flow constructed wetland in polishing pre-treated wastewater—a tropical case study. *Water research*, 38(3):681–687.
- Kondolf, G. M. (2006). River restoration and meanders. *Ecology and Society*, 11(2).
- LAF, L. A. F. (2011). *Cheonggyecheon Stream Restoration Project*.
- Large, A. R., Wade, P. M., et al. (1998). Rehabilitation of rivers: principles and implementation. *Landscape Ecology Series*.
- Lee, Y.-N. (2005). Cheonggyecheon restoration and urban development.
- Limeira, M. C. M., SILVA, T., e Cândido, G. A. (2010). Gestão adaptativa e sustentável para a restauração de rios: Parte ii o tema desenho do programa de capacitação social. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 15(1):17–26.
- Lourenço, L. S., Rodrigues, E. B., Moreira, M. A., e Skoronski, E. (2018). Remoção de matéria orgânica e nutrientes de esgoto doméstico por wetland horizontal de fluxo subsuperficial na estação de tratamento de aparecida-campos novos, sc. *Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável*, 8(1):85–94.

- Machado, T. G. d. M., Lisboa, A., Alves, C., Lopes, D., Goulart, E., Leite, F., e Polignano, M. (2010). Revitalização de rios no mundo: América, europa e ásia. *Org.: Antônio Thomáz Gonzaga da Matta Machado, Apolo Heringer Lisboa, Carlos Bernardo Mascarenhas Alves, Danielle Alves Lopes, Eugênio Marcos Andrade Goulart, Fernando Antônio Leite, Marcus Vinícius Polignano. Belo Horizonte: Instituto Guaicuy.*
- Maraccini, P. A., Ferguson, D. M., e Boehm, A. B. (2012). Diurnal variation in enterococcus species composition in polluted ocean water and a potential role for the enterococcal carotenoid in protection against photoinactivation. *Applied and Environmental Microbiology*, 78(2):305–310.
- Maraccini, P. A., Wenk, J., e Boehm, A. B. (2016). Photoinactivation of eight health-relevant bacterial species: determining the importance of the exogenous indirect mechanism. *Environmental Science & Technology*, 50(10):5050–5059.
- Marques, T. H. N., Rizzi, D., Moura, N. B., Pellegrino, P., Martins, J. R. S., Brites, A. Z., Tominaga, E. N., e Morihama, A. C. (2017). De canais de drenagem a paisagens multifuncionais: Uma nova geração de parques lineares para são paulo. *II Simpósio de Revitalização de Rios Urbanos.*
- Marques, T. H. N., Rizzi, D., Pellegrino, P. R. M., e Moura, N. C. B. (2018). Projeto jaguaré: Metodologia para requalificação de bacias hidrográficas urbanas. *Revista LABVERDE*, 9(1):12–27.
- Martínez, L. L. G. e Poleto, C. (2014). Assessment of diffuse pollution associated with metals in urban sediments using the geoaccumulation index (igeo). *Journal of soils and sediments*, 14(7):1251–1257.
- Mcewen, L. (2001). Rehabilitation of rivers: Principles and implementation. *The Geographical Journal*, 167:180.
- Mendonça, F. C. e Piveli, R. P. (2004). Uso agrícola de esgoto tratado em lagoas de estabilização: experiências do prosab em lins-sp. *Exacta*, 2:37–54.
- Menezes, L. A. A., de Vasconcelos Ferreira, R. M., de Souza, T. M. A., Cabral, J. J. d. S. P., e Rabbani, E. R. K. (2022). Cidades esponjas e suas técnicas compensatórias: uma revisão sistemática de literatura. *Research, Society and Development*, 11(10):e119111032606–e119111032606.
- Merten, G. H. e Minella, J. P. (2002). Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. *Agroecologia e desenvolvimento rural sustentável*, 3(4):33–38.
- Metcalf e Eddy (2016). Tratamento de efluentes e recuperação de recursos.

- Mitchell, G. (2005). Mapping hazard from urban non-point pollution: a screening model to support sustainable urban drainage planning. *Journal of Environmental Management*, 74(1):1–9.
- Mog, W., Campos, H. Á., e Piccinini, L. S. (2014a). Análise morfológica de espaços urbanos em bacias hidrográficas: um olhar sobre o entorno do arroio dilúvio em porto alegre. *Cadernos Metrópole*, 16:221–239.
- Mog, W., Campos, H. Á., e Piccinini, L. S. (2014b). Análise morfológica de espaços urbanos em bacias hidrográficas: um olhar sobre o entorno do arroio dilúvio em porto alegre. *Cadernos Metrópole*, 16:221–239.
- Moura, N. N. C. B., Raviolo, B. P., Sousa, C. E. M., Pellegrino, J. R. S., Marques, T., Rizzi, D., Brites, A. P., e Tominaga, E. (2019). *Revitalização de rios urbanos no Brasil*, volume 1, capítulo Paisagens Inteligentes: aplicação de modelo computacional paramétrico para uma nova geração de piscinões em São Paulo. Editora D Plácido, first edition.
- NBR12209 (2011). Nbr 12.209: 2011: Elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários. *ABNT. Rio de Janeiro*.
- NBR13969 (1997). Tanques sépticos–unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos–projeto, construção e operação (septic tank–units for treatment and disposal of liquid effluents–project, construction and operation).
- NBR9649 (1986). 9649 projeto de redes coletoras de esgoto sanitário. *Rio de Janeiro*.
- Nie, J., Feng, H., Witherell, B. B., Alebus, M., Mahajan, M. D., Zhang, W., e Yu, L. (2018). Causes, assessment, and treatment of nutrient (n and p) pollution in rivers, estuaries, and coastal waters. *Current pollution reports*, 4(2):154–161.
- Noh, S. H. (2010). Rio cheonggyecheon: Seul, coreia do sul. *In: Revitalização de Rios no Mundo: América, Europa e Ásia. Machado ATGM, Lisboa AH, Alves CBM, Lopes DA, Goulart EMA, Lite FA, Polignano MV*, pgs. 291–304.
- Palmer, M., Allan, J. D., Meyer, J., e Bernhardt, E. S. (2007). River restoration in the twenty-first century: data and experiential knowledge to inform future efforts. *Restoration Ecology*, 15(3):472–481.
- Paoli e Cordeiro, A. (2010). Análise de desempenho e comportamento de wetlands horizontais de fluxo subsuperficial baseado em modelos hidráulicos e cinéticos.
- Peilin, G., Meng, C., Lichao, Z., Yuejun, S., Minghao, M., e Lingyun, W. (2019). Study on water ecological restoration technology of river. Em *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, volume 371, pg. 032025. IOP Publishing.

- Pereira, A. L. (2011). Princípios da restauração de ambientes aquáticos continentais. *Boletim da Associação Brasileira de Limnologia*, 39(2):1–21.
- Petts, J., j. T. G. J. (2007). Learning about learning: lessons from public engagement and deliberation on urban river restoration. 173(4).
- Philippi, L. S. e Sezerino, P. H. (2004). *Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas*. Ed. do Autor.
- PMPA (2014). Plano diretor de drenagem urbana: Bacia do arroio dilúvio.
- PMPA, PMV, UFRGS, e PUCRS (2012). Programa de revitalização da bacia do arroio dilúvio: Plano de ação.
- Pompêo, C. A. (2000). Drenagem urbana sustentável. *Revista brasileira de recursos hídricos*, 5(1):15–23.
- Porto, R., Filho, K., Tucci, C., e Bidone, F. (1993). Drenagem urbana, hidrologia: Ciência e aplicação.
- Porto Alegre, R. (2015). Plano municipal de saneamento básico. *Prefeitura municipal de Porto Alegre*.
- Rezende, D. C. V., Silva, É. L., de Jesus Pinto, A. F., da Cunha Rezende, S. D., e de Mendonça Barros, M. (2021). Vantagens e desvantagens dos métodos wetland e tanque de evapotranspiração: Revisão não sistemática advantages and disadvantages of the wetland and evapotranspiration tank methods: Non-systematic review. *Brazilian Journal of Development*, 7(6):57248–57265.
- Riley, A. L. et al. (1998). *Restoring streams in cities*. Island Press.
- Rio, M. D. (2021). Revitalização do arroio dilúvio: proposta em nível de prova de conceito.
- Rodrigues, M. P. N. (2019). Recuperação de corpos hídricos degradados por poluição: uma revisão sistemática.
- Rohde, S., Hostmann, M., Peter, A., e Ewald, K. (2006). Room for rivers: An integrative search strategy for floodplain restoration. *Landscape and Urban Planning*, 78(1-2):50–70.
- Saenz, I. (2010). Algunos principios em el rescate de ríos urbanos. *Rescate de ríos urbanos. Propuestas conceptuales y metodológicas para la restauración y rehabilitación de ríos*.
- Safeweb, I. (2022). Projeto ecobarreira: Arroio dilúvio.
- Santos, A. d. (2019). Caracterização, tratamento e gerenciamento de subprodutos de correntes de esgotos segregadas e não segregadas em empreendimentos habitacionais. *Fortaleza: Imprece*.

- SARA (2011). *River South Area Management Plan*.
- SARA (2014). *San Antonio River Revitalization Project*.
- Schuch, A. P. e Menck, C. F. M. (2010). The genotoxic effects of dna lesions induced by artificial uv-radiation and sunlight. *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology*, 99(3):111–116.
- Selles, I. M., Vargas, A., Riker, F., e Bahiense, G. (2001). Revitalização de rios—orientação técnica. *Rio de Janeiro: SEMADS*.
- SEUL (2005). *Back to a Future: Seoul : Cheong Gye Cheon Restoration Project*.
- Sezerino, P. H., Bento, A. P., Decezaro, S. T., Magri, M. E., e Philippi, L. S. (2015). Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 20:151–158.
- Sezerino, P. H. et al. (2006). Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical.
- Sharley, D. J., Sharp, S. M., Bourgues, S., e Pettigrove, V. J. (2016). Detecting long-term temporal trends in sediment-bound trace metals from urbanised catchments. *Environmental Pollution*, 219:705–713.
- Silva, H. C. D. d. et al. (2020). Eutrofização em reservatórios tropicais semiáridos: Fontes de fósforo e subsídios à mitigação.
- Silva, J. C. d. A. d. e Porto, M. F. d. A. (2017). Bacias hidrográficas urbanizadas: renaturalização, revitalização e recuperação. um estudo da bacia do jaguaré.
- Sinton, L. W., Hall, C. H., Lynch, P. A., e Davies-Colley, R. J. (2002). Sunlight inactivation of fecal indicator bacteria and bacteriophages from waste stabilization pond effluent in fresh and saline waters. *Applied and environmental microbiology*, 68(3):1122–1131.
- Siqueira, G., Silva, F., Albertin, R. M., Pacheco, P. A. B., e Fonseca, D. F. (2022). Bacia hidrográfica do rio belém na cidade de curitiba (pr): Uma visão geral da impermeabilização excessiva. *Estrabão*, 3:159–173.
- Soares, L. M., Coldebella, P. F., e Frigo, J. P. (2021). Avaliação da qualidade da água de rios brasileiros utilizando células meristemáticas de allium cepa como bioindicador: uma revisão integrativa. *Brazilian Journal of Development*, 7(1):6983–6999.
- Sperling, M. V. (2016). *Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos*, volume 2. Editora UFMG, second edition.

- Steinke, V. A. e Saito, C. H. (2008). Exportação de carga poluidora para identificação de áreas úmidas sob risco ambiental na bacia hidrográfica da lagoa mirim. *Sociedade & Natureza*, 20:43–67.
- Taebi, A. e Droste, R. L. (2004). Pollution loads in urban runoff and sanitary wastewater. *Science of the total Environment*, 327(1-3):175–184.
- Tozer, R. (1970). A water quality index—do we dare? Em *National Symposium on Data and Instrumentation for Water Quality Management*, National Sanitary Foundation.
- Tucci, C. E. (1997). Água no meio urbano. *Livro água doce*, pgs. 1–40.
- Tucci, C. E. (2007). Inundações urbanas. *Porto Alegre: ABRH/Rhama*, 11.
- Tucci, C. E. e Bertoni, J. C. (2003). *Inundações urbanas na América do Sul*. Ed. dos Autores.
- Tucci, C. E. M. (2002). Gerenciamento da drenagem urbana. *Rbrh: Revista Brasileira de Recursos Hídricos. Porto Alegre, RS. Vol. 7, n. 1 (2002 jan./mar.)*, p. 5-27.
- Tucci, C. E. M. (2008). Águas urbanas. estudos avançados. *Editora ABRH*, 22(63):97–112.
- UOL (2022). Canal em manila é despoluído por técnica de baixo custo.
- Van Rijen, J. (1998). Practical approaches for nature development: let nature do its own thing again. *Rehabilitation of rivers: principles and implementation (ed. de Waal, L., Large, ARG & Wade, PM)*, pgs. 113–130.
- Verdum, R. et al. (2011). Diagnóstico ambiental da sub-bacia do arroio moinho-porto alegre/rs: evolução urbana, dinâmica da paisagem e degradação ambiental.
- Viajento (2021). San antonio – passeio pelo centro da cidade.
- Von Sperling, M. (1997). *Lodos ativados*, volume 4. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Alagoas.
- Von Sperling, M. e Chernicharo, C. (1996). Tendências no tratamento simplificado de águas residuárias. tópicos de relevância. *Seminário Internacional Tendências no Tratamento Simplificado de Águas Residuárias Domésticas e Industriais*, pgs. 1–11.
- Wang, J., Liu, X., e Lu, J. (2012). Urban river pollution control and remediation. *Procedia Environmental Sciences*, 13:1856–1862.
- Ward, J. V., T. K. U. U. . M. F. (2001). Understanding natural patterns and processes in river corridors as the basis for effective river restoration. *Regulated Rivers: Research Management: An International Journal Devoted to River Research and Management*, 17(4-5):311–323.

- Wołejko, E., Łozowicka, B., Kaczyński, P., Konecki, R., e Grobela, M. (2017). The influence of chemical protection on the content of heavy metals in wheat (*triticum aestivum* L.) growing on the soil enriched with granular sludge. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(8):1–12.
- Xavier, M. d. V. S., Quadros, H. C., e da Silva, M. S. S. (2022). Parâmetros de potabilidade da água para o consumo humano: uma revisão integrativa. *Research, Society and Development*, 11(1):e42511125118–e42511125118.
- Zealand, N., Tanner, C. C., East, M., Green, M., America, N., Stein, O., America, S., e Dotro, G. (2011). Specialist group on use of macrophytes in water pollution control.
- Zheng, L. e Wang, H. (2017). Effect of combined ecological floating bed for eutrophic lake remediation. Em *AIP Conference Proceedings*, volume 1839, pg. 020058. AIP Publishing LLC.
- Zhongming, Z., Linong, L., Xiaona, Y., Wangqiang, Z., Wei, L., et al. (2021). Climate and weather related disasters surge five-fold over 50 years, but early warnings save lives–wmo report.