

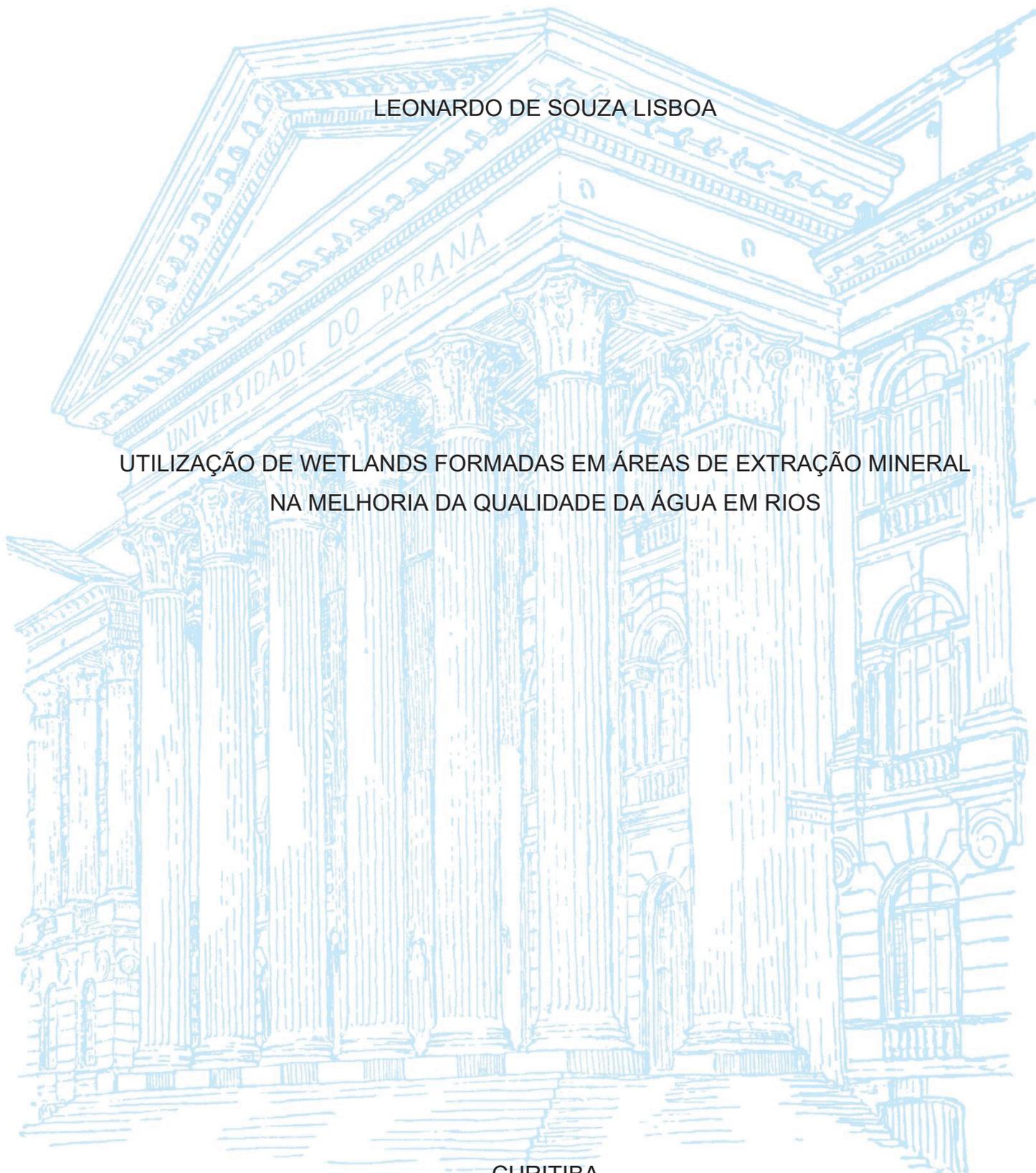
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

LEONARDO DE SOUZA LISBOA

UTILIZAÇÃO DE WETLANDS FORMADAS EM ÁREAS DE EXTRAÇÃO MINERAL  
NA MELHORIA DA QUALIDADE DA ÁGUA EM RIOS

CURITIBA

2024



LEONARDO DE SOUZA LISBOA

UTILIZAÇÃO DE WETLANDS FORMADAS EM ÁREAS DE EXTRAÇÃO MINERAL  
NA MELHORIA DA QUALIDADE DA ÁGUA EM RIOS

Dissertação apresentada ao curso de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Setor de Engenharia, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental.

Orientador(a): Prof(a). Dr(a). Selma Aparecida Cubas

Coorientador(a): Prof(a). Dr(a). Leila Teresinha Maranhão

CURITIBA

**2024**

DADOS INTERNACIONAIS DE CATALOGAÇÃO NA PUBLICAÇÃO (CIP)  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ  
SISTEMA DE BIBLIOTECAS – BIBLIOTECA CIÊNCIA E TECNOLOGIA

Lisboa, Leonardo de Souza

Utilização de *wetlands* formadas em áreas de extração mineral na melhoria da qualidade da água em rios. / Leonardo de Souza Lisboa. – Curitiba, 2024.

1 recurso on-line : PDF.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental.

Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Selma Aparecida Cubas

Coorientadora: Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Leila Teresinha Maranhão

1. Água – Tratamento. 2. Água – Conservação ambiental. 3. Água – Qualidade. 4. Macrófitas aquáticas. I. Universidade Federal do Paraná. II. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental. III. Cubas, Selma Aparecida. IV. Maranhão, Leila Teresinha. V. Título.

Bibliotecária: Roseny Rivelini Morciani CRB-9/1585



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
SETOR DE TECNOLOGIA  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO ENGENHARIA DE  
RECURSOS HÍDRICOS E AMBIENTAL - 40001016021P0

## TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação ENGENHARIA DE RECURSOS HÍDRICOS E AMBIENTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da Dissertação de Mestrado de **LEONARDO DE SOUZA LISBOA** intitulada: **UTILIZAÇÃO DE WETLANDS FORMADAS EM ÁREAS DE EXTRAÇÃO MINERAL NA MELHORIA DA QUALIDADE DA ÁGUA EM RIOS**, sob orientação da Profa. Dra. SELMA APARECIDA CUBAS, que após terem inquirido o aluno e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa. A outorga do título de mestre está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

CURITIBA, 27 de Setembro de 2024.

Assinatura Eletrônica  
01/10/2024 10:04:28.0  
SELMA APARECIDA CUBAS  
Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica  
01/10/2024 11:25:44.0  
MIGUEL MANSUR AISSE  
Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica  
08/10/2024 20:55:44.0  
KAREN JULIANA DO AMARAL  
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica  
01/10/2024 11:22:40.0  
LEILA TERESINHA MARANHO  
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ - POS-  
DOC PPGECCO)

Assinatura Eletrônica  
01/10/2024 11:11:38.0  
LUCIENE PIMENTEL DA SILVA  
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE DO ESTADO DO RIO DE  
JANEIRO)



Dedico este trabalho a Jesus, a quem considero meu melhor amigo e companheiro durante toda a jornada de elaboração desta dissertação.

## AGRADECIMENTOS

Nada se constrói de forma isolada, e esta dissertação só foi possível graças ao apoio de uma comunidade de pessoas que me cercaram e ofereceram suporte ao longo do caminho.

Inicialmente, expresso meu mais profundo agradecimento a Deus, cuja imensa graça e amor me sustentaram durante os anos de mestrado. A doce presença de Jesus, por meio do Espírito Santo, me concedeu paciência, resiliência, equilíbrio emocional, físico e mental, além de consolo nos momentos de solidão, direção nos momentos de incerteza, força nas ocasiões de fraqueza e toda provisão necessária. Por Ele, e somente nEle, encontro plenitude, satisfação e felicidade.

Aos meus pais, Roger e Sandra Lisboa, sou eternamente grato pelo apoio constante durante toda essa jornada. Mesmo à distância, nunca hesitaram em oferecer ajuda, esforçando-se ao máximo para estarem presentes nos momentos mais importantes e sempre que precisei. Ao meu irmão, Davi Lisboa, que me acompanhou nos primeiros meses dessa caminhada em Curitiba e, mesmo após retornar a Bauru, continuou sendo meu refúgio emocional. A esses, registro meu amor eterno.

Aos meus amigos, cuja presença varia entre proximidade e distância ao longo do tempo, expresso minha gratidão, ainda que a tentativa de os nomear individualmente seja difícil. De maneira especial, agradeço aos colegas da pós-graduação (PPGERHA), que foram os primeiros a me acolher na capital mais fria do país. Agradeço também aos irmãos de fé, com quem fortaleci laços em diferentes comunidades ao longo do tempo. Minha gratidão especial a Raffaella Cardoso, que me proporcionou um lar e uma família em Curitiba durante nosso relacionamento, tornando essa etapa da minha vida uma das melhores.

Destaco ainda meu agradecimento a Jordan Chain, meu amigo, discipulador e, como um irmão mais velho, pacientemente me instruiu espiritualmente desde meus primeiros meses em Curitiba, me auxiliou na prática do inglês e facilitou conexões com pessoas incríveis, além de me acompanhar em momentos de descanso e reflexão.

Agradeço com especial reconhecimento às minhas orientadoras, especialmente à professora doutora Leila Maranhão, cuja orientação foi fundamental para a estruturação desta pesquisa. Seu investimento de tempo e conhecimento, bem

como as lições adquiridas em nossas visitas de campo, proporcionaram momentos de aprendizado com um toque de diversão.

Por fim, agradeço ao Instituto Tecnológico de Transportes e Infraestrutura (ITTI) por me acolher como parte da equipe, oferecendo-me oportunidades, como a participação no Projeto de Reservas Hídricas do Iguaçu, em cooperação entre a UNILIVRE e a SANEPAR. Expresso também minha gratidão pelo financiamento destinado ao desenvolvimento desta pesquisa, pelo fornecimento de dados essenciais e pela confiança depositada no meu trabalho.

E sucederá que, cada coisa que vive, que se move, para onde quer que os rios venham, viverá. (Ezequiel 47:9, King James Fiel 1611)

## RESUMO

O crescimento populacional, acelerado impulsionado pela urbanização, gera uma demanda crescente por matérias-primas, como areia e argila, que são exploradas nas margens de rios para suprir a construção civil. Além disso, quando não acompanhado de planejamento adequado e fiscalização rigorosa, esse crescimento também resulta em ocupações irregulares em áreas impróprias, como também as margens de rios. Este cenário foi especialmente evidente na região metropolitana de Curitiba a partir da década de 1940, com a intensificação da exploração mineral, resultando em cavas ao longo das margens de rios que compõem a bacia hidrográfica do Alto Iguaçu. Adicionalmente, o despejo irregular de esgoto não tratado nos corpos hídricos, contribuiu para a degradação da qualidade da água na bacia, agravando ainda mais a situação ambiental da região. Após o encerramento da mineração, as cavas passaram por um processo de sucessão ecológica transformando-se em *wetlands*, ecossistemas caracterizados por solo saturado de água e vegetação típica, composta por plantas denominadas macrófitas. Essas *wetlands* podem ser utilizadas como Soluções baseadas na Natureza (SbN) para o tratamento da água, sendo esse o objetivo desta pesquisa, analisar a utilização de *wetlands* formadas pela mineração, para a melhoria da água de rios. Para tanto, foi selecionada uma área composta por *wetlands* próximo da formação do rio Iguaçu, onde foram analisados a evolução da exploração mineral no local, a situação atual das *wetlands*, e foram propostas recomendações para a utilização delas na melhoria da qualidade da água de rios. A metodologia utilizada incluiu a análise de mapas, o levantamento da cobertura das macrófitas aquáticas com maior área de cobertura por veículo aéreo não tripulado e uma visita técnica ao local, além da formulação de recomendações específicas para uso e gestão das *wetlands*. Os resultados mostraram que a área de estudo foi explorada nas décadas de 1980 e 1990, com as atividades de mineração encerradas no início do século XXI. A sucessão ecológica levou cerca de 10 anos para transformar as cavas em *wetlands*. O levantamento da área de cobertura das macrófitas por VANT demonstrou ser uma solução tecnológica avançada, ágil e viável para a avaliação de grandes áreas. As espécies de macrófitas com maiores áreas de cobertura pertencem aos gêneros *Salvinia*, *Cyperus*, *Typha* e *Eichhornia*. Essas espécies são frequentemente associadas à melhoria da qualidade da água, uma vez que contribuem na remoção da matéria orgânica, nitrogênio, fósforo e metais pesados. Ao considerar as formas biológicas das macrófitas e suas respectivas áreas de cobertura nas *wetlands*, foi possível inferir a profundidade dessas *wetlands*, indicando um elevado potencial para o tratamento da água. As recomendações para o uso das *wetlands* na melhoria da qualidade da água abrangem: a definição do fluxo da *wetland*, a determinação do balanço hídrico, a implementação de intervenções técnicas, a gestão do sistema por meio de monitoramento contínuo e o manejo periódico das macrófitas, aproveitando seus benefícios para destinações sustentáveis. Com base na caracterização hidromorfológica e na vegetação presentes nas *wetlands* estudadas, é possível concluir que essas áreas têm o potencial de melhorar a qualidade da água de rios. O uso dessas *wetlands* para esse propósito representa uma nova destinação para as áreas, o que pode ajudar a evitar a ocupação irregular e contribuir para a recuperação ecológica.

Palavras-chave: Restauração Ambiental. Soluções baseadas na Natureza. SbN. Qualidade da água. Macrófitas aquáticas. Tratamento da água.

## ABSTRACT

The population growth, accelerated by urbanization, has led to increasing demand for raw materials such as sand and clay, which are extracted from riverbanks to supply the construction industry. Furthermore, in the absence of proper planning and stringent regulation, this growth has also resulted in the establishment of informal settlements in unsuitable areas, including riverbanks. This scenario became particularly evident in the Curitiba metropolitan area from the 1940s onwards, with the intensification of mineral extraction, resulting in pits along the riverbanks within the Upper Iguaçú River Basin. Additionally, the illegal discharge of untreated sewage into water bodies contributed to the degradation of water quality in the basin, further exacerbating the region's environmental conditions. Following the cessation of mining activities, the pits underwent an ecological succession process, transforming into wetlands, ecosystems characterized by water-saturated soils and typical vegetation composed of aquatic macrophytes. These wetlands can be utilized as Nature-based Solutions (NbS) for water treatment, which is the focus of this research: to analyze the use of wetlands formed by mining activities to improve river water quality. To achieve this, a site consisting of wetlands was selected, where the evolution of mining in the area, the current state of the wetlands, and recommendations for utilizing these areas to enhance water quality were evaluated. The methodology involved map analysis, an assessment of aquatic macrophyte coverage using an unmanned aerial vehicle (UAV), a technical site visit, and the formulation of specific recommendations for the use and management of these wetlands. The results indicated that the study area was mined during the 1980s and 1990s, with extraction activities ending in the early 21st century. Ecological succession took approximately 10 years to transform the pits into wetlands. The UAV assessment of macrophyte coverage proved to be an advanced, efficient, and feasible technological solution for evaluating large areas. The macrophyte species with the largest coverage belong to the genera *Salvinia*, *Cyperus*, *Typha*, and *Eichhornia*. These species are frequently associated with water quality improvement, as they contribute to increased dissolved oxygen concentration and the removal of organic matter, nitrogen, phosphorus, and heavy metals. By considering the biological forms of the macrophytes and their respective coverage areas within the wetlands, it was possible to infer the depth of these wetlands, indicating a high potential for volumetric water treatment. The recommendations for utilizing wetlands to improve water quality include defining the wetland flow, determining the water balance, implementing technical interventions, managing the system through continuous monitoring, and periodically managing macrophytes to harness their benefits for sustainable purposes. Based on the hydromorphological characterization and vegetation present in the studied wetlands, it is possible to conclude that these areas have the potential to enhance river water quality. Utilizing these wetlands for this purpose represents a new use for the areas, helping to prevent informal settlements and contribute to ecological restoration.

Keywords: Environmental Restoration, Nature-based Solutions, NbS, Water Quality, Aquatic Macrophytes, Water Treatment.

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – LOCALIZAÇÃO DO GUARITUBA NA REGIÃO METROPOLITANA DE CURITIBA COM ENFOQUE NAS OCUPAÇÕES EM CONTORNO ..	27
FIGURA 2 – EXTRAÇÃO, LAVAGEM E PENEIRAMENTO DA AREIA NA REGIÃO METROPOLITANA DE CURITIBA.....	29
FIGURA 3 – FORMAÇÃO DAS CAVAS COM A ESCAVAÇÃO DA CAMADA DE SOLO, ARGILA E AREIA NA REGIÃO METROPOLITANA DE CURITIBA .....	30
FIGURA 4 – PROCESSOS EXISTENTES EM LAGOS FORMADOS POR MINERAÇÃO .....	34
FIGURA 5 – RELAÇÃO ENTRE INTERVENÇÕES DE RECUPERAÇÃO E O GRAU DE RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA, DO ESTADO DEGRADADO À RESTAURAÇÃO COMPLETA .....	37
FIGURA 6 – ETAPAS PRINCIPAIS NO PROCESSO DE RESTAURAÇÃO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS .....	40
FIGURA 7 – CATEGORIAS DE INTERVENÇÕES PARA REVITALIZAÇÃO DE RIOS .....	41
FIGURA 8 – TRANSFORMAÇÃO DO RIO KALLANG EM SINGAPURA. A) ANTES QUANDO FOI CANALIZADO NA DÉCADA DE 1960. B) APÓS A RESTAURAÇÃO EM 2011.....	43
FIGURA 9 – CLASSIFICAÇÃO DOS TIPOS DE WETLANDS CONSTRUÍDAS COM BASE NO ESCOAMENTO E FLUXO HIDROLÓGICO .....	46
FIGURA 10 – EXEMPLOS DE WETLANDS. A) WETLANDS CONSTRUÍDAS DO PARQUE DO CHEMIN-DE-L'ILE USADAS NA DESPOLUIÇÃO DO RIO SENA, NATERE, FRANÇA. B) WETLANDS NATURAIS ÀS MARGENS DO RIO IGUAÇU NA REGIÃO METROPOLITANA DE CURITIBA .....	47
FIGURA 11 – CLASSIFICAÇÃO DAS MACRÓFITAS DE ACORDO COM SUA FORMA BIOLÓGICA.....	52
FIGURA 12 – DIFERENTES ESTRATÉGIAS DE FITORREMEDIAÇÃO DESENVOLVIDAS PELAS MACRÓFITAS AQUÁTICAS .....	54
FIGURA 13 – VARIÁVEIS E ESCALAS DE TRABALHO PARA MANEJO DE MACRÓFITAS.....	56

FIGURA 14 – ALGUNS MÉTODOS DE CONTROLE E MANEJO DE MACRÓFITAS .....	57
FIGURA 15 – VISTA AÉREA DAS MARGENS DO RIO BÉSOS. A) URBANIZAÇÃO ACELERADA ANTES DA IMPLEMENTAÇÃO DE WETLANDS. B) ANTES DA IMPLEMENTAÇÃO DE WETLANDS .....	60
FIGURA 16 – VEGETAÇÃO UTILIZADAS NAS WETLANDS ÀS MARGENS DO RIO BÉSOS. A) <i>Phragmites australis</i> . B) <i>Typha latifolia</i> .....	61
FIGURA 17 – REGIÃO DO RIO BÉSOS NA ÁREA METROPOLITANA DE BARCELONA. A-D) PARQUES LINEARES CONSTRUÍDOS ÀS SUAS MARGENS .....	61
FIGURA 18 – CANAL DA CIDADE DE FUZHOU LOCALIZADO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MIN, CHINA. A-B) ANTES DA INTERVENÇÃO .....	62
FIGURA 19 – CANAL DA CIDADE DE FUZHOU LOCALIZADO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MIN, CHINA, APÓS INTERVENÇÃO. A) DETALHE DAS PLANTAS USADAS NO JADIM FUNCIONAL. B-C) DETALHE DOS PASSEIOS CONSTRUÍDOS AO LONGO DO CANAL .....	63
FIGURA 20 – VISÃO GERAL DO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA, DESTACANDO O SISTEMA DE TRATAMENTO DO LIXIVIADO .....	64
FIGURA 21 – IMAGEM AÉREA DAS WETLANDS SEQUENCIAIS UTILIZADAS NO TRATAMENTO DO LIXIVIADO NO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA .....	65
FIGURA 22 – DESCARREGAMENTO DO LIXIVIADO NA EXTREMIDADE DA TERCEIRA WETLAND, ONDE O LIXIVIADO TRATADO É DESPEJADO ANTES DE ENTRAR NO RIO IGUAÇU .....	66
FIGURA 23 – ASPECTOS DAS WETLANDS UTILIZADAS PARA TRATAMENTO DO LIXIVIADO NO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA. A-B) VEGETAÇÃO ORIGINAL .....	67
FIGURA 24 – LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO .....	73
FIGURA 25 – ÁREA DE ABRANGENCIA DO COMITÊ DAS BACIAS DO ALTO IGUAÇU E AFLUENTES DO ALTO RIBEIRA (COALIAR) .....	74
FIGURA 26 – FITOFISSIONOMIA DA ÁREA DE ESTUDO E ENTORNO .....	75

FIGURA 27 – ENQUADRAMENTO DA QUALIDADE DE ÁGUA DOS CORPOS HÍDRICOS GERIDOS PELO COALIAR .....	76
FIGURA 28 – FLUXOGRAMA REPRESENTANDO A ESTRUTURA DA METODOLOGIA ADOTADA .....	78
FIGURA 29 – EQUIPAMENTOS UTILIZADOS PARA LEVANTAMENTO AEROFOTOGRAMÉTRICO. A) VEÍCULO AÉREO NÃO TRIPULADO (VANT). B) CAMERA MULTIESPECTRAL .....	83
FIGURA 30 – LINHA DO TEMPO COMPARATIVA DE IMAGENS DA ÁREA DE ESTUDO (1976-2005).....	88
FIGURA 31 – MAPA DE 1976 DA ÁREA DE ESTUDO .....	89
FIGURA 32 – MAPA DE 1979 DA ÁREA DE ESTUDO .....	90
FIGURA 33 – ORTOFOTO DE 1990 DA ÁREA DE ESTUDO .....	91
FIGURA 34 – ORTOFOTO DE 1999 DA ÁREA DE ESTUDO .....	92
FIGURA 35 – ORTOFOTO DE 2002 E DE 2019 DA ÁREA DE ESTUDO .....	93
FIGURA 36 – ORTOFOTO DE 2005 MOSTRANDO A ÁREA DE ESTUDO COMPLETA .....	94
FIGURA 37 – ESTADO ATUAL DA ÁREA DE ESTUDO .....	95
FIGURA 38 – PROCESSOS MINERÁRIOS ATIVOS NA ÁREA DE ESTUDO .....	97
FIGURA 39 – ZONEAMENTO DA ÁREA DE INTERESSE ESPECIAL REGIONAL DO IGUAÇU (AIERI) COM ENFOQUE DA CIRCUNFERÊNCIA PRETA NA ÁREA DE ESTUDO.....	100
FIGURA 40 – FOTOS DO CANAL DE ÁGUA LIMPA COM ENFOQUE NA URBANIZAÇÃO ADJACENTE. A) EDIFICAÇÕES À MARGEM DO CANAL DE ÁGUA LIMPA. B) OCUPAÇÕES RESIDENCIAIS Á MARGEM DO CANAL DE ÁGUA LIMPA (VISTA NO FLUXO DA ÁGUA). C) OCUPAÇÕES RESIDENCIAIS Á MARGEM DO CANAL DE ÁGUA LIMPA (VISTA OPOSTA AO FLUXO DA ÁGUA). D) RUA COM TRÁFEGO À MARGEM DO CANAL DE ÁGUA LIMPA. ....	102
FIGURA 41 – HIDROGRAFIA DE INFLUÊNCIA NA ÁREA DE ESTUDO .....	104
FIGURA 42 – CANAL DE ÁGUA LIMPA, SÃO JOSÉ DOS PINHAIS (PR).....	104
FIGURA 43 – CAPTAÇÃO DE ÁGUA PARA A ETA IGUAÇU DA SANEPAR .....	105
FIGURA 44 – LOCALIZAÇÃO DAS ESTAÇÕES FLUVIOMÉTRICAS E PLUVIOMÉTRICA.....	106

FIGURA 45 – CURVA DE PERMANÊNCIA DO RIO IRAÍ E DO RIO IGUAÇU NAS ESTAÇÕES FLUVIOMÉTRICAS DE PINHAIS E PONTE BR-277, RESPECTIVAMENTE .....	107
FIGURA 46 – HIETOGRAMA MENSAL DA ESTAÇÃO CURITIBA (CÓD. 2549006) PARA O PERÍODO COMPREENDIDO ENTRE OS ANOS DE 1999 E 2023 .....	109
FIGURA 47 – PRECIPITAÇÃO MÉDIA MENSAL DA ESTAÇÃO CURITIBA (CÓD. 2549006) PARA O PERÍODO COMPREENDIDO ENTRE OS ANOS DE 1999 E 2023.....	110
FIGURA 48 – INDICAÇÃO DA SUBDIVISÃO DAS WETLANDS EM TRÊS CÉLULAS .....	112
FIGURA 49 – GRÁFICO DA CURVA COTA X VOLUME PARA AS CÉLULAS DA WETLAND.....	113
FIGURA 50 – VOLUME ACUMULADO NAS WETLANDS PARA DIFERENTES COTAS ALTIMÉTRICAS.....	114
FIGURA 51 – MOSAICO DA VEGETAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO OBTIDA POR VEÍCULO AÉREO NÃO TRIPULADO EM AGOSTO DE 2023 .....	116
FIGURA 52 – PORCENTAGEM DE COBERTURA VEGETAL E DO ESPELHO D'ÁGUA DA ÁREA DE ESTUDO EM AGOSTO DE 2023.....	117
FIGURA 53 – INDICAÇÃO DA <i>TYPHA DOMINGUENSES</i> NA ÁREA DE ESTUDO .....	119
FIGURA 54 – DESENVOLVIMENTO DO <i>CYPERUS</i> SOBRE A <i>SALVINIA</i> . A) COABITAÇÃO ENTRE <i>CYPERUS</i> E <i>SALVINIA</i> . B) VISTA APROXIMADA DO <i>CYPERUS</i> COMO EPÍFITA SOBRE A <i>SALVINIA</i> . C) RAÍZES DO <i>CYPERUS</i> SOBRE A <i>SALVINIA</i> EM AMOSTRA RETIRADA DA WETLAND.....	120
FIGURA 55 – IDENTIFICAÇÃO DAS MACRÓFITAS COM FOTOS GEORREFERENCIADAS .....	121
FIGURA 56 – ESTRUTURAÇÃO DAS RECOMENDAÇÕES PARA USO DAS WETLANDS NA MELHORA DA QUALIDADE HÍDRICA .....	127
FIGURA 57 – CENÁRIOS DE FUNCIONAMENTO DA WETLAND SEGUNDO REGIME DO FLUXO FLUVIOMÉTRICO .....	128
FIGURA 58 – VARIÁVEIS A SEREM CONSIDERADAS NO BALANÇO HÍDRICO DE UMA WETLAND NO TRATAMENTO DA ÁGUA DE RIO .....	131

FIGURA 59 – TIPOS DE CONEXÕES HIDRÁULICAS DA <i>WETLAND</i> . A) CONEXÃO POR TUBULAÇÃO. B) CONEXÃO POR VALA .....	136
FIGURA 60 – CONEXÕES ENTRE CAVAS NA <i>WETLAND</i> DA ÁREA DE ESTUDO. A) CONEXÃO POR VALA. B) CONEXÃO POR TUBULAÇÕES DE CONCRETO EM PARALELO .....	137
FIGURA 61 – COMPORTA FLAP. A) COM SEÇÃO TRANSVERSAL CIRCULAR. B) COM SEÇÃO TRANSVERSAL RETANGULAR.....	138
FIGURA 62 – CAIXA STOP LOG. A) LÂMINAS METÁLICAS. B) LÂMINAS DE MADEIRA.....	138
FIGURA 63 – DISPOSITIVOS ASSOCIADOS A TUBULAÇÃO DE INTERLIGAÇÕES NA <i>WETLAND</i> . A) TUBULAÇÃO COM COMPORTA FLAP. B) TUBULAÇÃO COM CAIXA STOP LOG .....	139
FIGURA 64 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO DESNÍVEL ENTRE O RIO E AS CAVAS .....	141
FIGURA 65 – ESQUEMA DAS LINHAS DE FLUXO NA <i>WETLAND</i> .....	142
FIGURA 66 – EXEMPLO DE MULTIPLAS ENTRADAS DE ÁGUA NA <i>WETLAND</i> .....	144
FIGURA 67 – SAÍDA DE ÁGUA SECUNDARIA DA <i>WETLAND</i> .....	145
FIGURA 68 – EXEMPLO DE ZONAS DE ESTAGNAÇÃO NA ÁREA DE ESTUDO .....	146
FIGURA 69 – INDICAÇÃO DE ADAPTAÇÕES PARA MELHORA DAS CONDIÇÕES DE FLUXO .....	147
FIGURA 70 – MÉTODOS DO MANEJO FÍSICO DE MACRÓFITAS .....	157
FIGURA 71 – MODELOS DE EQUIPAMENTOS USADOS NA REMOÇÃO MECANIZADA DAS MACRÓFITAS. A) EMBARCAÇÃO. B) ESCAVADORA AQUÁTICA MODELO HIDROTRACTOR HT130. C) CORTADOR. D) COLHEITADEIRA. ....	158
FIGURA 72 – FLUXOGRAMA ESQUEMÁTICO DOS PROCESSOS DE MACRÓFITAS PARA USO EM COMPOSTAGEM .....	160

## LISTA DE QUADROS

QUADRO 1 – PRINCIPAIS IMPACTOS DA EXTRAÇÃO DE AREIA NO MEIO AMBIENTE .....	31
QUADRO 2 – TERMOS E DEFINIÇÕES RELACIONADOS A INTERVENÇÕES EM ECOSISTEMAS .....	38
QUADRO 3 – CLASSIFICAÇÃO DAS MACRÓFITAS AQUÁTICAS DE ACORDO COM A SUA FORMA BIOLÓGICA .....	51
QUADRO 4 – SÍNTESE DE TRABALHOS SIMILARES À PRESENTE PESQUISA, INCLUINDO FONTE, TÍTULO, RESUMO, PRINCIPAIS RESULTADOS .....	69
QUADRO 5 – DETALHAMENTO DAS ESTAÇÕES FLUVIOMÉTRICAS USADAS NO ESTUDO HIDROLÓGICO .....	82
QUADRO 6 – ANOS UTILIZADOS NO ESTUDO HIDROLÓGICO DAS ESTAÇÕES SELECIONADAS .....	106
QUADRO 7 – MÁXIMA E MÍNIMA PRECIPITAÇÃO MENSAL ACUMULADA E MÉDIA ANUAL, PARA O PERÍODO ENTRE 1999 E 2023.....	109
QUADRO 8 – ESPÉCIES E SUAS PORCENTAGENS NA ÁREA DE ESTUDO ....	118
QUADRO 9 – POTENCIAL NA REMOÇÃO DE SUBSTÂNCIAS DAS ESPÉCIES COM MAIOR COBERTURA VEGETAL NA ÁREA DE ESTUDO.....	124
QUADRO 10 – VANTAGENS E DESVANTAGENS DAS CONEXÕES HIDRÁULICAS E DISPOSITIVOS ASSOCIADOS PARA AS <i>WETLANDS</i> .....	140
QUADRO 11 – FORMAS DE MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA.....	150

## LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – DIMENSÕES DAS ZONAS DE ESTGNAÇÃO .....	147
TABELA 2 – DIMENSÕES DOS CANAIS FORMADOS PELOS OBSTÁCULOS DA WETLAND.....	148

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>21</b>
1.1 OBJETIVOS .....	23
1.1.1 Objetivo geral .....	23
1.1.2 Objetivos específicos.....	23
<b>2 REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	<b>24</b>
2.1 URBANIZAÇÃO E POLUIÇÃO DE RIOS .....	24
2.2 EXTRAÇÃO MINERAL DE AREIA .....	28
2.2.1 Processos de Exploração.....	29
2.2.2 Impactos da exploração de areia.....	31
2.2.3 Lagos de Mineração .....	33
2.3 RESTAURAÇÃO DE RIOS .....	35
2.3.1 Recuperação de rios com soluções baseadas na natureza .....	43
2.4 <i>WETLANDS</i> .....	45
2.4.1 <i>Wetlands</i> naturais.....	48
2.4.2 Vegetação das <i>wetlands</i> .....	51
2.4.3 Monitoramento, gestão e manejo .....	55
2.5 APLICAÇÕES DE <i>WETLANDS</i> NA MELHORIA DA QUALIDADE HÍDRICA .....	59
2.5.1 Rio Besos – Barcelona, Espanha.....	59
2.5.2 Bacia Hidrográfica do rio Min – Fuzhou, China .....	62
2.5.3 Lixiviado do Aterro Sanitário do Caximba – Curitiba, Brasil .....	64
2.6 TRABALHOS SEMELHANTES NA ÁREA DE ESTUDO.....	68
<b>3 METODOLOGIA</b> .....	<b>72</b>
3.1 ÁREA DE ESTUDO .....	72
3.2 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS.....	77
3.2.1 Etapa 1: Avaliação do histórico da exploração mineral .....	79
3.2.2 Etapa 2: Caracterização atual das cavas como <i>wetlands</i> .....	80
3.2.3 Etapa 3: Fundamentação de recomendações para operação de <i>wetlands</i> na melhora da qualidade da água de rios .....	83
<b>4 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>87</b>
4.1 EVOLUÇÃO DA EXPLORAÇÃO MINERAL E TRANSFORMAÇÕES AMBIENTAIS.....	87
4.2 CARACTERIZAÇÃO E CONDIÇÃO ATUAL DA ÁREA DE ESTUDO .....	99

4.2.1 Hidrografia e Hidrologia .....	103
4.2.2 Hidromorfologia .....	111
4.2.3 Vegetação .....	115
4.3 RECOMENDAÇÕES PARA O USO DAS <i>WETLANDS</i> NO TRATAMENTO DA ÁGUA DE RIOS .....	126
4.3.1 Regime do Fluxo .....	127
4.3.2 Balanço Hídrico .....	131
4.3.3 Intervenções.....	135
4.3.4 Gerenciamento e Monitoramento .....	149
4.3.5 Manejo e Destinação.....	156
<b>5 CONCLUSÃO .....</b>	<b>162</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>164</b>
<b>ANEXO A – MAPAS HISTÓRICOS DA ÁREA DE ESTUDO .....</b>	<b>187</b>
<b>ANEXO B – TOPOBATIMETRIA DA ÁREA DE ESTUDO.....</b>	<b>194</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A utilização de recursos naturais e as regulamentações associadas são fundamentais para a conservação e recuperação ambiental. Entre as diversas atividades que impactam significativamente o meio ambiente, a extração mineral destaca-se por suas profundas alterações na superfície terrestre e pelos impactos ambientais muitas vezes irreversíveis (Milanez, 2017). Compreender esses impactos é essencial para o desenvolvimento de práticas que minimizem danos e promovam a sustentabilidade.

Esta situação reflete a atual condição das margens do rio Iguaçu na Região Metropolitana de Curitiba (RMC), onde o processo de degradação se estende ao longo de grande parte do curso do rio. Desde a década de 1940, a atividade de extração mineral tem modificado a paisagem e a topografia local, resultando na formação de cavas devido à extração de areia. As consequências foram agravadas pela falta de implementação do plano de recuperação de áreas degradadas, conforme estabelecido pela Política Nacional do Meio Ambiente, estabelecida pela Lei nº 6.938/1981 e regulamentada pelo Decreto Lei nº 97.632/1989.

Os impactos ambientais gerados pela extração mineral têm causado mudanças no uso do solo. Essas mudanças, somadas à crescente urbanização da região, à falta de responsabilidade no planejamento por parte da gestão pública e à deficiência na fiscalização das ocupações irregulares, têm resultado na degradação e poluição das nascentes do rio Iguaçu e de seus afluentes. O lançamento de esgotos urbanos, industriais e a poluição difusa são fatores que contribuem para essa situação (IAT, 2018).

O nível de poluição do rio Iguaçu tornou-se alarmante em 2015, quando foi classificado como o segundo rio mais poluído do Brasil, de acordo com o levantamento "Indicadores de Desenvolvimento Sustentável" do IBGE (2015). Nesse estudo, o Índice de Qualidade da Água revelou padrões ruins ao longo do curso do rio na Região Metropolitana de Curitiba (RMC).

Além da poluição hídrica, Curitiba e sua região metropolitana enfrentaram sérios problemas de disponibilidade de água, especialmente nos anos de 2020 e 2021. Essa situação levou a edição do Decreto nº 4.626/2020, que estabeleceu uma condição de emergência hídrica devido aos baixos níveis dos reservatórios de abastecimento (Paraná, 2020). Isso chamou a atenção pública para a crescente

demanda do Sistema de Abastecimento Integrado de Curitiba e Região Metropolitana (SAIC).

A crise hídrica resultante da escassez de água para abastecimento e a condição dos corpos hídricos, que se encontravam fora dos padrões viáveis para tratamento e potabilidade, levaram a Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR) a lançar, em 2023, o "Projeto Reserva Hídrica do Iguaçu", que visa utilizar as cavas de extração de areia nas margens do rio Iguaçu como uma solução alternativa de reservatório de água.

O objetivo do projeto é implantar Soluções Baseadas na Natureza (SbN) buscando a melhoria e segurança hídrica, restabelecer os espaços dos antigos meandros de rios que foram explorados com a mineração de areia (cavas), recuperar áreas com déficit de cobertura vegetal em Áreas de Preservação Permanente (APPs), prevenir ou minimizar a contaminação dos rios por poluentes de lançamentos e seus efluentes, prevenir a recontaminação no sistema de abastecimento de água por lançamentos clandestinos, identificar e priorizar os perigos e riscos existentes na bacia hidrográfica de interesse, interligar as estruturas de conservação de recursos naturais com foco nas águas, e criar elementos urbanísticos de identidade paisagística e de integração com os recursos naturais (SANEPAR, 2022).

As soluções baseadas na natureza (SbN) empregadas neste projeto incluirão a utilização de *wetlands* formadas nas cavas de extração de areia, que se desenvolveram naturalmente ao longo das décadas. Essas áreas úmidas apresentam potencial para serem integradas como SbN, contribuindo para a melhoria da qualidade da água, a conservação da biodiversidade e a proteção dos recursos hídricos. A integração dessas soluções naturais visa otimizar os benefícios ambientais e ecológicos, aproveitando a capacidade natural das *wetlands* para restaurar e equilibrar os ecossistemas locais.

A interação entre as áreas alagadas e a vegetação presente nas *wetlands* tem a capacidade de remover ou reduzir uma série de poluentes orgânicos e inorgânicos, além de diminuir os fluxos de pico nos rios, ao armazenar o escoamento e liberá-lo lentamente ao longo do tempo. Adicionalmente, elas também podem atuar como reservas hídricas durante períodos de seca (Ferreira *et al.*, 2023).

Diante da crescente necessidade de proteger os recursos hídricos, este trabalho emergiu como parte deste projeto para investigar o potencial das *wetlands* formadas nas cavas de extração de areia, para melhorar a qualidade da água do rio.

A pesquisa avaliou a condição atual dessas *wetlands*, os impactos ambientais da exploração mineral e sua interação com a comunidade local, além de analisar sua viabilidade como solução para a recuperação hídrica e discutir desafios e estratégias para integrar essas áreas ao gerenciamento dos recursos hídricos.

## 1.1 OBJETIVOS

### 1.1.1 Objetivo geral

Avaliar o potencial da utilização de cavas de extração mineral desativadas, atualmente constituídas como *wetlands*, como soluções baseadas na natureza (SbN) para a melhoria da qualidade da água de rios.

Estudo de caso: *Wetlands* da Bacia hidrográfica do Alto Iguaçu, na Região Metropolitana de Curitiba, município de São José dos Pinhais.

### 1.1.2 Objetivos específicos

- Avaliar o histórico de exploração mineral na área de estudo, visando à determinação do ponto inicial do processo de transformação natural das cavas de mineração em *wetlands*;
- Caracterizar o estado atual das cavas como *wetlands* naturais;
- Fundamentar recomendações para operação das *wetlands* como parte da melhora da qualidade hídrica de rios.

## 2 REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 URBANIZAÇÃO E POLUIÇÃO DE RIOS

O fenômeno da urbanização é um processo histórico evidente e inevitável, associado a benefícios econômicos e sociais significativos, principalmente relacionados ao desenvolvimento humano (Cabral; Candido, 2019). No entanto, a expansão urbana sem a fiscalização do planejamento associado tem levado à ocupação de áreas inadequadas e ao aumento das demandas de recursos hídricos para usos residenciais e industriais (Carmo; Schmidt; Anazawa, 2021). Isso resulta em diversos prejuízos socioambientais, com a poluição de rios se destacando como um dos principais impactos a ser abordado.

A urbanização nas margens de rios provoca alterações nos sistemas hídricos, resultando na degradação da vegetação ciliar e na ocupação irregular das áreas adjacentes (Pezente, 2018). Essas mudanças no uso do solo e a crescente ocupação humana influenciam o escoamento superficial, afetando tanto a qualidade quanto a disponibilidade da água (Garcia *et al.*, 2018).

Ao analisar a legislação ambiental relacionada aos rios, é fundamental considerar as Áreas de Preservação Permanente (APP), que são definidas pelo Código Florestal (Lei nº 12.651/12). De acordo com o Código Florestal, a APP deve ter uma largura mínima de 30 metros ao longo de rios com menos de 10 metros de largura. No entanto, a Lei Federal de Parcelamento, Uso e Ocupação do Solo (Lei nº 6.766/1979) frequentemente prevaleceu, estabelecendo uma faixa não edificável de 15 metros ao longo de rios e córregos, até que viesse as alterações subsequentes na legislação.

Recentemente, a Lei Federal nº 14.285/2021 conferiu aos municípios a competência para definir as extensões das faixas de APP em áreas urbanas consolidadas, por meio de legislação local, desde que observadas diretrizes ambientais, como planos de recursos hídricos e de saneamento básico, e ouvidos os conselhos de meio ambiente. Essa mudança permite a definição de faixas marginais distintas das previstas anteriormente, considerando as características locais, mas mantém a obrigatoriedade de seguir critérios técnicos e atender às exigências mínimas de segurança ambiental.

Essa incerteza na fiscalização das ocupações em APPs persistiu por anos, resultando na aprovação de projetos de parcelamento que reduziam a metragem de preservação ao longo dos rios, uma situação que perdurou até meados dos anos 2000 (Ferreira, 2021). Paralelamente, a falta de fiscalização fez com que áreas inadequadas para habitação humana, seja por risco ou por necessidade de preservação ambiental, se tornassem foco para o crescimento de ocupações irregulares (Andrade; Araújo, 2020).

Campelo, Souza e Dray (2020) destacam que a ocupação humana nas margens dos rios impulsiona processos de degradação que afetam a qualidade das águas superficiais. Garcia *et al.* (2018) complementam essa perspectiva, ressaltando que os impactos mais expressivos resultam da intervenção antrópica nas margens e da ausência da vegetação ciliar, o que gera alterações nos parâmetros do Índice de Qualidade da Água (IQA).

A supressão da vegetação ciliar das Áreas de Preservação Permanente (APPs) para uso e ocupação, propicia a erosão das margens, o carreamento de sedimentos para o leito do rio assim como resíduos sólidos, facilita lançamentos difusos de esgoto (Campelo; Souza; Dray, 2020), entre outros desdobramentos como o assoreamento do rio que agrava inundações. Menezes *et al.* (2016) e Alves (2017) acrescentam que as interferências nos processos físicos, químicos e biológicos dos ecossistemas naturais são agravadas pelo avanço das áreas urbanas sem o devido planejamento ou a fiscalização dele, que representa uma das principais fontes de matéria orgânica e nutrientes. Isso compromete a qualidade das águas superficiais por meio da contaminação, afetando também sua disponibilidade e possíveis usos múltiplos.

Além da preocupação ambiental, é importante destacar os riscos à saúde e ao bem-estar das comunidades próximas a corpos hídricos contaminados. Esses riscos resultam da falta de fiscalização do poder público no planejamento e na fiscalização do uso e ocupação do solo, o que contribui para a degradação ambiental e a vulnerabilidade dessas populações. Andrade e Felchak (2009) identificam essa situação como uma causa social e política do impacto ambiental refletido na qualidade das águas em áreas urbanas.

Felipe, Marini, Perondi e Santos (2020) enfatizam em sua pesquisa a importância do planejamento urbano para o desenvolvimento sustentável das cidades, sem comprometer a segurança das comunidades e o meio ambiente. A deficiência de

fiscalização no presente, combinada com a ausência de planos diretores municipais e zoneamentos no passado, resulta na formação de assentamentos urbanos em áreas que não garantem a segurança social e a dignidade humana. Esses princípios são assegurados pela Constituição Federal como instrumentos básicos da política urbana, conforme estabelecido no art. 182, § 1º (Brasil, 1988).

Dado o caráter dinâmico dos centros urbanos, que estão em constante transformação social, econômica, cultural e ambiental, é essencial que o planejamento urbano seja revisado e atualizado periodicamente para refletir adequadamente essas mudanças. O Estatuto da Cidade (Lei 10.257/2001) estabelece que o Plano Diretor deve ser revisado a cada 10 anos (Brasil, 2001), com o objetivo de assegurar que o planejamento urbano acompanhe as evoluções nas diversas áreas de intervenção.

Adicionalmente, o Estatuto da Cidade exige não apenas a elaboração do Plano Diretor, mas também a sua fiscalização. Esse aspecto representa um desafio crítico no contexto da área de estudo desta pesquisa. Embora Curitiba seja frequentemente destacada por seu planejamento urbano avançado, especialmente em comparação com outras capitais brasileiras, a deficiência na fiscalização em áreas periféricas resultou na proliferação de ocupações irregulares. Essas ocupações comprometem tanto a segurança das populações residentes quanto a integridade ambiental.

Portanto, é fundamental estabelecer um equilíbrio no planejamento urbano que promova a proteção ambiental contra ocupações irregulares, que podem levar à contaminação dos corpos hídricos, ao mesmo tempo em que assegura a segurança física das comunidades situadas em áreas suscetíveis a inundações. Deve-se também garantir a proteção da saúde pública em face dos elevados níveis de poluição dos rios observados em determinadas localidades.

Na área de estudo específica, Curitiba tem enfrentado sérios problemas relacionados aos seus corpos hídricos. O crescimento populacional da Região Metropolitana de Curitiba (RMC), que atualmente representa aproximadamente 31,6% da população total do Estado do Paraná (IBGE, 2022), resultou em uma ocupação desordenada de áreas de mananciais que abastecem a região e das margens do rio Iguaçu, afetando negativamente a disponibilidade e a qualidade hídrica (Yamamoto, 2011).

Nagamine (2021) realizou um estudo sobre o bairro Guarituba, situado no município de Piraquara, parte da Região Metropolitana de Curitiba (FIGURA 1). O

estudo revelou que a ocupação irregular na área se consolidou ao longo dos anos sem a adequada infraestrutura urbana. Apesar da responsabilidade ambiental de proteger os recursos hídricos, o Estado não implementou a infraestrutura necessária para as áreas ocupadas ilegalmente. Como resultado, essas áreas se desenvolveram sem acesso a serviços essenciais, como eletricidade, água e saneamento.

FIGURA 1 – LOCALIZAÇÃO DO GUARITUBA NA REGIÃO METROPOLITANA DE CURITIBA COM ENFOQUE NAS OCUPAÇÕES EM CONTO



FONTE: Elaborado pelo autor com base em IPPUC (2019)

Além de expor a comunidade a riscos, uma vez que essas áreas estão situadas em zonas de inundação do rio Iraí e do Canal Extravisor, há também prejuízos ambientais devido à poluição difusa dos corpos hídricos causada pela falta de esgotamento sanitário, especialmente em áreas de manancial de abastecimento público (Almeida, 2014).

Ademais, muitas áreas que anteriormente estavam em alto risco de inundações já não enfrentam mais esse problema devido ao aterramento irregular das zonas alagáveis. Segundo a COMEC (2013), embora isso tenha permitido o desenvolvimento urbano, tem-se observado uma limitação na capacidade de drenagem natural das águas provenientes de enchentes do rio Iguaçu e seus afluentes. Conseqüentemente, a intensidade das inundações tende a aumentar a

longo prazo, uma vez que as áreas de amortecimento natural para chuvas intensas foram perdidas, tanto a jusante quanto a montante, devido ao estreitamento dos rios e das várzeas.

Paralelamente à urbanização, ocorre o desenvolvimento econômico e industrial, ambos dependentes de recursos minerais. A areia, um dos recursos minerais mais essenciais, tem um papel fundamental na construção civil e é encontrada em abundância ao longo das margens do rio Iguaçu. Este tema será abordado na próxima seção deste capítulo.

## 2.2 EXTRAÇÃO MINERAL DE AREIA

A análise da extração mineral de areia, com foco na área de estudo, foi fundamentada em informações fornecidas pela Minerais do Paraná S.A. (MINEROPAR). Esta empresa realizou, em 2001, um Diagnóstico dos Impactos Ambientais da Mineração no Paraná e possui um extenso acervo sobre a mineração no Estado. As informações sobre os processos que moldaram a paisagem natural devido à atividade antrópica serão essenciais para a compreensão dos impactos ambientais relacionados à mineração.

Embora o Estado do Paraná seja rico em diversas substâncias minerais, como areia, argila, basalto, calcário, xisto e carvão, esta revisão se concentrará na extração de areia, que é particularmente significativa nas margens do rio Iguaçu, especialmente em sua interseção com a Região Metropolitana de Curitiba, conforme relatado pela MINEROPAR (2001).

Segundo o Centro de Tecnologia Mineral (Almeida; Luz, 2012), os ambientes geológicos primários para a extração de areia incluem:

- Leitões de rios;
- Planícies costeiras;
- Planícies e terraços aluviais em fundos de vale;
- Coberturas de morros formados por formações sedimentares arenosas mais antigas;
- Coberturas de morros com mantos de alteração de rochas quartzosas.

Esta pesquisa é desenvolvida em uma área classificada como uma planície de inundação e um terraço aluvial de fundo de vale, onde a extração de areia é

realizada predominantemente pelo método de mineração a céu aberto, resultando na formação de cavas. A extração no leito do rio é praticamente inexistente, sendo limitada a atividades de garimpeiros isolados (MINEROPAR, 2001). Assim, o foco desta revisão é a técnica de extração por cavas.

### 2.2.1 Processos de Exploração

A exploração mineral de areia requer a obtenção de uma concessão de lavra, concedida pela Agência Nacional de Mineração (ANM). Este órgão é responsável pela administração dos processos de mineração no Brasil, conforme as diretrizes do Código de Mineração (Decreto-Lei nº 227/1967). O processo de regularização inclui as etapas de pesquisa, licenciamento, requerimento de lavra e concessão de lavra, que determinam a viabilidade da exploração.

De acordo com a MINEROPAR (2001), a operação de lavra nos areais é realizada predominantemente pelo método de desmonte a seco. Este método utiliza escavadeiras hidráulicas e pás carregadeiras para remover o capeamento superficial e transferir a areia diretamente para caminhões, especialmente quando a areia é isenta de argila e impurezas. Quando necessário, o material é encaminhado para uma planta de lavagem e peneiramento, conforme ilustrado na FIGURA 2. A exploração por desmonte a seco é limitada pelo nível freático; ao atingir esse nível, a técnica de dragagem é empregada para continuar a extração.

FIGURA 2 – EXTRAÇÃO, LAVAGEM E PENEIRAMENTO DA AREIA NA REGIÃO METROPOLITANA DE CURITIBA



FONTE: Areal Durau (2023)

Quando o nível freático é alcançado, a presença de água facilita a operação de dragas de sucção. O material dragado é então transportado para caminhões ou

direcionado para uma peneira, onde é separado das impurezas e submetido a um processo de lavagem para remover a argila e outros detritos. A presença de argila nos depósitos de areia da Região Metropolitana de Curitiba é frequente. Devido à intercalação entre os materiais, uma parte da argila é comercializada juntamente com a areia, enquanto o restante é depositado em diques ao longo das bordas das cavas, conforme ilustrado na FIGURA 3, com o objetivo de mitigar a invasão das águas durante períodos de cheia (MINEROPAR, 2001).

FIGURA 3 – FORMAÇÃO DAS CAVAS COM A ESCAVAÇÃO DA CAMADA DE SOLO, ARGILA E AREIA NA REGIÃO METROPOLITANA DE CURITIBA



FONTE: IAT (2023)

Após o esgotamento da areia, as áreas de extração geralmente apresentam cavas inundadas com variabilidade em tamanho e forma, separadas por faixas de terra. Essa alteração na configuração da paisagem e na topografia é uma das formas de impacto ambiental resultantes da exploração de areia. Os efeitos abrangentes desta atividade serão agrupados e detalhados nas seções subsequentes.

## 2.2.2 Impactos da exploração de areia

Os impactos associados à mineração iniciam-se na fase de pesquisa e persistem até a exaustão completa da mina. No entanto, o foco da análise de impactos é aqui direcionado especificamente para a exploração de areia. O QUADRO 1 apresenta uma revisão dos principais impactos da extração de areia sobre diferentes ambientes, com ênfase nas consequências para o meio ambiente físico, incluindo a qualidade da água, do solo e a geração de resíduos sólidos. Estes fatores desempenham um papel essencial na compreensão da condição atual das *wetlands* e, por conseguinte, na utilização dessas áreas para a melhoria da qualidade da água em corpos hídricos.

QUADRO 1 – PRINCIPAIS IMPACTOS DA EXTRAÇÃO DE AREIA NO MEIO AMBIENTE

Meio Ambiente	Potenciais Impactos	Descrição do Impacto
<b>Físico</b>	Qualidade do ar	Durante a instalação e operação, ocorre a emissão de monóxido e dióxido de carbono. Além disso, a movimentação de veículos, máquinas e areia libera poeira, que se dispersa ao longo da rota, podendo ser prejudicial aos trabalhadores, à fauna e à flora local.
	Ruídos e vibrações	A operação do maquinário gera ruídos e vibrações que impactam negativamente os trabalhadores e a fauna circundante.
	Qualidade do solo	Podem ocorrer vazamentos de combustíveis, óleos e graxas provenientes das máquinas e equipamentos, afetando a qualidade do solo.
	Qualidade da água	A extração de areia pode resultar no transporte de sólidos para o curso d'água, causando assoreamento e aumento da turbidez. As operações dos equipamentos e veículos podem gerar efluentes provenientes de vazamentos ou descarte inadequado de óleos, lubrificantes, graxas e diesel, que ao atingir corpos hídricos, comprometem seus padrões de qualidade.
	Resíduos sólidos	Na ausência de descarte adequado, resíduos sólidos como embalagens de equipamentos, alimentos, descartáveis, latas e garrafas podem ser acumuladas no local ou nas proximidades. Esses materiais têm o potencial de contaminar o solo, serem arrastados para corpos hídricos e causar riscos de acidentes com animais.
	Mudança da paisagem	A construção de estruturas de apoio e estradas de acesso, bem como o desmatamento, causam alterações visuais significativas na paisagem natural.
<b>Biótico</b>	Remoção da vegetação	A remoção da vegetação resulta no deslocamento da fauna local para outros habitats, afetando a biodiversidade da área.
<b>Antrópico</b>	Migração	Parte da mão de obra pode se deslocar para áreas adjacentes, ocasionalmente acompanhada de suas famílias, resultando em estadias temporárias ou permanentes. Este deslocamento populacional pode provocar mudanças na comunidade local.

Meio Ambiente	Potenciais Impactos	Descrição do Impacto
	Geração de empregos	A atividade de extração gera empregos diretos e indiretos, estimulando atividades locais relacionadas à operação principal.
	Risco de acidentes dos trabalhadores	A ausência de Equipamentos de Proteção Individual (EPIs) adequados pode aumentar o risco de acidentes envolvendo óleos, graxas, poeira e gases.

FONTE: Elaborado pelo autor com base em Barros *et al.* (2013)

Além dos impactos sobre o meio ambiente físico, serão também discutidas as influências sobre os meios biótico e antrópico, uma vez que estes se inter-relacionam com o ambiente físico de forma direta e indireta. Os impactos da extração de areia iniciam-se com a supressão da vegetação existente, seguida pela remoção do solo superficial e da camada de argila. Este processo altera a circulação das águas superficiais, especialmente nas cavas situadas ao longo dos rios, resultando na formação de lagos isolados por faixas de terra onde os estéreis se acumulam (MINEROPAR, 2001).

Um dos principais efeitos da extração de areia sobre a qualidade da água é o aumento da turbidez, que ocorre devido ao revolvimento do substrato e à movimentação da coluna d'água. Este fenômeno é particularmente significativo quando as águas das cavas são liberadas no leito do rio, comprometendo o processo de tratamento da água. De acordo com a Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR), tais condições dificultam, e em muitos casos inviabilizam, o tratamento da água devido à dificuldade prática em precipitar o íon  $Al^{3+}$  (MINEROPAR, 2001).

Outro impacto crítico é a contaminação das cavas quando a extração de areia ocorre abaixo do nível freático. Nesse contexto, as cavas ficam expostas a contaminantes como óleo das dragas, resíduos sólidos, criando ambientes propícios para a proliferação de entomofauna vetora. Em áreas situadas nas proximidades de loteamentos de baixa renda, onde o saneamento básico é inadequado, é comum a utilização da água extraída de poços rasos. Esta prática resulta na obtenção de água contaminada, evidenciando uma preocupação adicional com a saúde pública (Almeida; Luz, 2012).

Durante o beneficiamento da areia, a disposição inadequada de rejeitos e efluentes líquidos agrava a turbidez da água, conforme mencionado. A fase subsequente do processo também tem gerado conflitos com residentes próximos às rodovias municipais, devido ao tráfego intenso de caminhões que ocasiona a emissão

de ruído, poeira e danos aos revestimentos das estradas. Além disso, após a interrupção das atividades de lavra, as áreas degradadas podem ser ocupadas de forma irregular, resultando na formação de assentamentos precários. Quando localizadas em áreas de várzea, esses assentamentos enfrentam um risco elevado de inundação, comprometendo a segurança das comunidades que nelas residem.

### 2.2.3 Lagos de Mineração

Lagos de mineração, conhecidos em inglês como *pit lakes* ou *quarry lakes*, podem formar-se de maneira natural através do preenchimento de cavas desativadas por escoamento superficial, precipitação pluviométrica e água subterrânea, especialmente quando a extração ocorre abaixo do nível do lençol freático. Nesse cenário, o lago resultante está hidraulicamente conectado ao regime hidrogeológico local, e a dinâmica da água no lago reflete o movimento natural das águas subterrâneas da região. Alternativamente, esses lagos podem ser preenchidos naturalmente pela drenagem das águas pluviais (Von Sperling; Jaridm; Grandchamp, 2004).

Além da formação natural, o enchimento das cavas pode ser realizado artificialmente, através da transposição de rios ou bombeamento. Dependendo das condições topográficas, hidrológicas e climáticas, bem como do uso futuro previsto para a área, pode ocorrer uma combinação de enchimento natural e artificial (SILVA *et al.*, 2019).

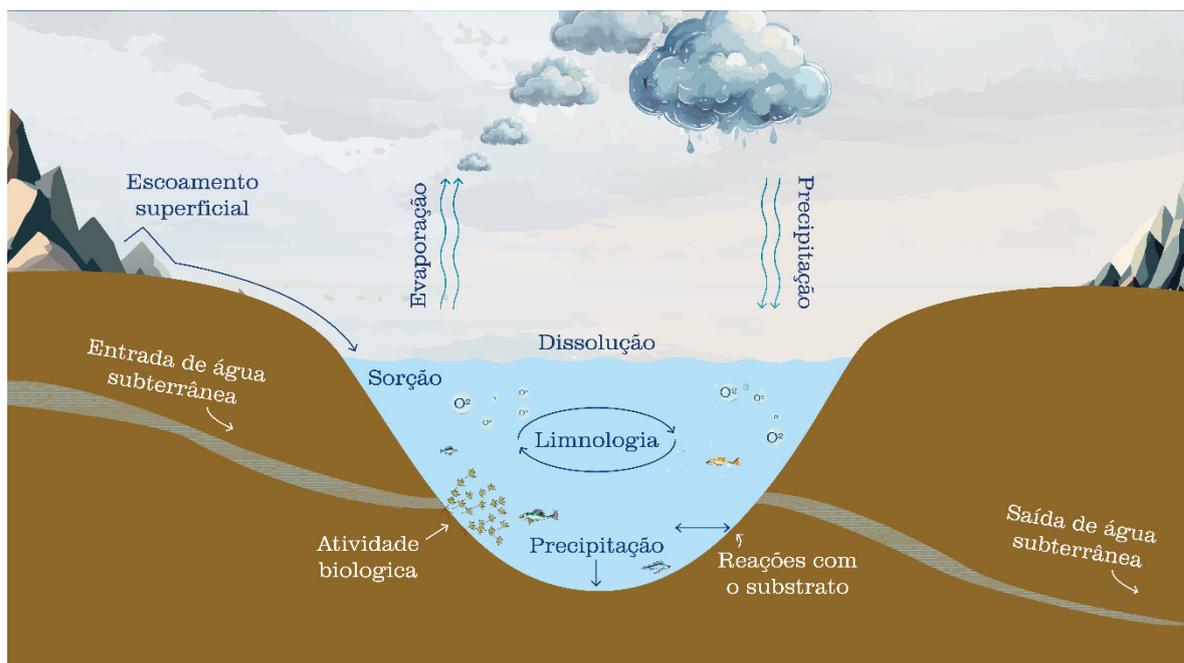
A qualidade da água superficial utilizada para o preenchimento da cava é essencial, uma vez que ela influencia quimicamente a qualidade da água do lago resultante. A utilização de água de rios, por exemplo, pode acarretar riscos de eutrofização, dependendo da qualidade das águas. A transposição de rios para as cavas deve considerar o uso da água a jusante e as funções ecológicas do rio, incluindo a variabilidade das vazões e a frequência das cheias. Portanto, durante períodos de seca, a transposição deve ser reduzida ou interrompida (Bowell, 2022).

No caso de águas pluviais, a inundação natural das cavas por chuvas intensas evidencia a capacidade dessas cavas de se tornarem potenciais reservatórios de água superficial. Cavas formadas por materiais inertes tendem a apresentar características geoquímicas semelhantes ao ambiente circundante e geralmente não apresentam problemas ambientais significativos. Estudos sobre lagos de mineração de materiais

inertes, como os conduzidos por Søndergaard, Lauridsen, Johansson e Jeppesen (2018) na Dinamarca, revelam que esses lagos frequentemente possuem menores concentrações de nutrientes em comparação com lagos naturais, apresentando águas claras e condições adequadas para diversos organismos.

De acordo com Gonçalves (2013), lagos originados da extração de materiais inertes frequentemente exibem características de boa qualidade. As características das águas nos novos lagos de mineração podem variar substancialmente, influenciadas por fatores como concentrações de oxigênio, pH, profundidade, atividade biológica, composição das paredes do lago, fluxo hidrogeológico, escoamento superficial, qualidade das águas subterrâneas e superficiais, taxas de evaporação e precipitação, bem como a paisagem circundante, conforme ilustrado na FIGURA 4.

FIGURA 4 – PROCESSOS EXISTENTES EM LAGOS FORMADOS POR MINERAÇÃO



FONTE: Autor

Em uma análise específica dos lagos de mineração formados pela extração de areia, é importante destacar que os depósitos de areia possuem alta permeabilidade. Conseqüentemente, esses lagos facilitam a troca de água entre a superfície e o subsolo. Em alguns casos, em lagos situados em solos altamente permeáveis e dependendo da sua localização em relação ao gradiente hidráulico da

água subterrânea, pode ocorrer a captura de água superficial, promovendo a recarga do aquífero. No entanto, os lagos de mineração também podem resultar em consequências adversas, como aumento das perdas por evaporação, alteração na direção do fluxo de água subterrânea e maior suscetibilidade dos aquíferos à poluição, devido à remoção da zona vadosa do solo (Rezende, 2017).

Em relação à profundidade relativa à superfície, definida como a razão entre a profundidade máxima e o diâmetro médio do lago, os lagos de mineração de areia apresentam valores entre 10% e 40%. Em contraste, os lagos naturais geralmente apresentam valores inferiores a 5%. Isso indica que os lagos de mineração de areia possuem uma área de superfície relativamente maior para interação com a água subterrânea e/ou águas fluviais. Além disso, essa faixa de profundidade coloca grande parte desses lagos no regime meromítico, caracterizado por circulações verticais parciais. Entretanto, a circulação da água também pode ser influenciada por outros fatores, como ação dos ventos, temperatura da água e salinidade (Bowell, 2022).

No que se refere à poluição das águas, Pontes, Farias e Lima (2013) observam que a maioria das atividades de mineração no Brasil, incluindo a extração de ferro, calcário, granito, areia, argila, bauxita, manganês, cassiterita e diamantes, resulta na contaminação das águas devido ao despejo de lama. Nesse contexto, a construção de barragens é considerada uma medida necessária para controlar e mitigar a contaminação.

### 2.3 RESTAURAÇÃO DE RIOS

A urbanização, uma das tendências mais marcantes do século XXI (WWC, 2018), traz consigo algumas consequências negativas em diversas esferas e escalas. Entre os principais efeitos negativos, destacam-se as mudanças na dinâmica hídrica das bacias hidrográficas. O crescimento das áreas urbanas altera os rios, os processos hidrológicos subjacentes e a qualidade da água desses corpos hídricos (Carvalho; Maragon; Santos, 2020).

Nas últimas cinco décadas, a revitalização de rios tornou-se uma prioridade na gestão ambiental urbana, com o objetivo de mitigar os impactos da urbanização e prevenir danos futuros (Gouveia; Selva; Cabral, 2019). Diante da crescente preocupação com os efeitos adversos da urbanização nos ecossistemas fluviais, a Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (UNESCO)

lançou, em 2016, o livro "Restauração de Rios: uma abordagem estratégica para planejamento e gerenciamento". Este documento de referência internacional define "restauração de rios" como intervenções destinadas a melhorar as funções ecossistêmicas, promover a saúde dos rios e otimizar os serviços ecossistêmicos associados (Costa; Assumpção; Azevedo; Santos, 2019).

Costa, Assumpção, Azevedo e Santos (2019) destacam que essas intervenções têm como objetivo atingir um estado próximo à condição natural e original do rio. Embora os sistemas fluviais restaurados não necessariamente repliquem as funções ou estruturas do sistema original, eles apresentam melhorias notáveis em termos de funções ou estruturas em comparação com o sistema degradado.

Silva (2017) relata que, no contexto brasileiro, o termo "revitalização" carece de uma definição bem estabelecida e de uma legislação específica. No entanto, a literatura oferece uma diversidade de conceitos, tais como restauração, reabilitação, remediação, revitalização e renaturalização. Carvalho, Maragon e Santos (2020) destacam que, dentre esses, os conceitos de revitalização e renaturalização são os mais amplamente adotados e frequentemente aplicados em projetos práticos.

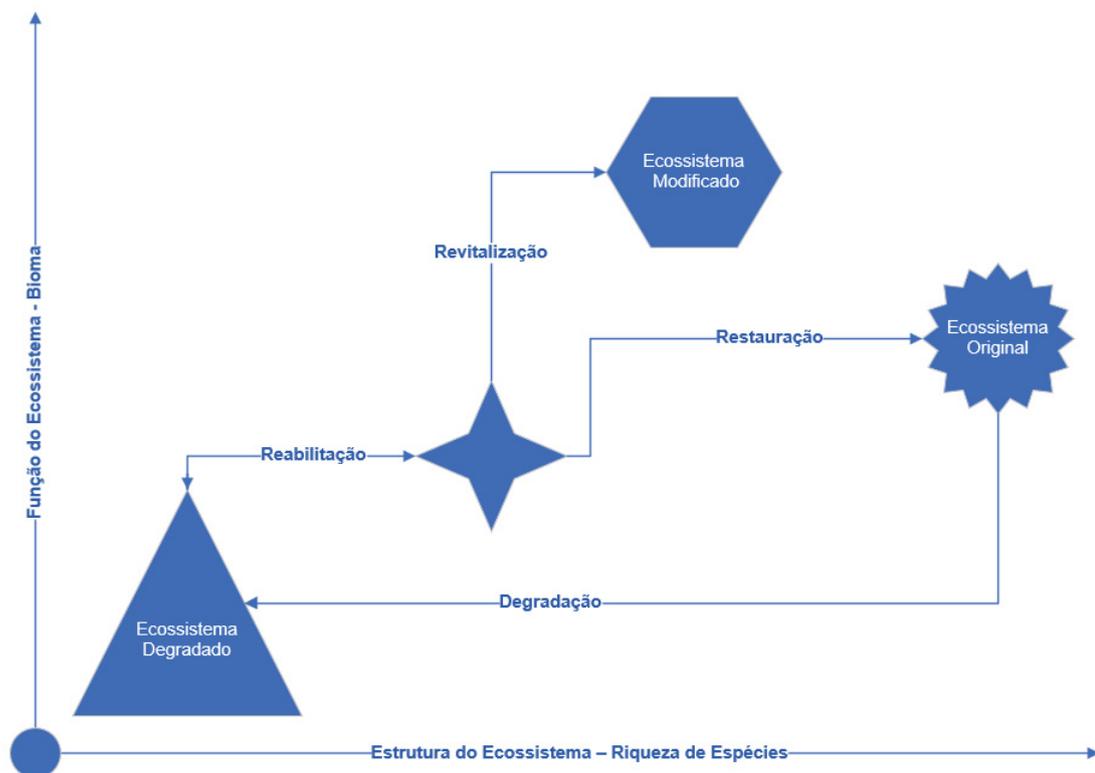
O termo "restauração" refere-se a um conjunto de ações destinadas a devolver um rio às suas condições originais em termos de hidrologia, geomorfologia e biodiversidade, incluindo a zona ripária (Rutherford; Jerie; Marsh, 2000). Em contraste, a "reabilitação" envolve ações que visam restaurar parcialmente as condições biológicas e físicas do rio à sua condição original (Findlay; Taylor, 2006). Já a "remediação" tem como objetivo melhorar as condições ecológicas de um rio, resultando na criação de um ambiente diferente do original. Geralmente, a remediação é aplicada em situações em que os impactos ambientais foram tão intensos que os processos de reabilitação e restauração se tornaram inviáveis (Rutherford; Jerie; Marsh, 2000).

A "renaturalização" às vezes referida como naturalização, conforme definida por Binder (2001), representa um processo abrangente de restauração das condições sustentáveis de um rio específico. Esse processo começa com os princípios de revitalização e inclui etapas de recomposição dos substratos e das margens, recuperação das áreas úmidas (*wetlands*), restauração da biota aquática e conservação das áreas envolventes, visando restaurar os serviços biofísicos,

econômicos, estéticos e culturais que os rios desempenham (Carvalho; Maragon; Santos, 2020).

Alguns dos conceitos apresentados são ilustrados esquematicamente na FIGURA 5, mostrando a relação entre a diversidade de espécies e as intervenções realizadas, em comparação com o ecossistema original.

FIGURA 5 – RELAÇÃO ENTRE INTERVENÇÕES DE RECUPERAÇÃO E O GRAU DE RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA, DO ESTADO DEGRADADO À RESTAURAÇÃO COMPLETA



FONTE: Elaborado pelo autor com base em Findlay e Taylor (2006)

Inicialmente, um ecossistema degradado apresenta baixa diversidade de espécies e funcionalidade comprometida. A reabilitação é o primeiro passo para melhorar as condições biológicas e físicas, encaminhando o ecossistema para um estado menos degradado. A revitalização, por sua vez, melhora ainda mais o ecossistema modificado, embora não necessariamente o retorne ao seu estado original, aumentando a sua funcionalidade e biodiversidade. A restauração é o processo mais abrangente, visando devolver o ecossistema às suas condições originais em termos de hidrologia, geomorfologia e biodiversidade. Esse conjunto de intervenções, desde a reabilitação até a restauração completa, demonstra a

importância de estratégias integradas para alcançar ecossistemas saudáveis e funcionais, aproximando-os cada vez mais do seu estado natural original.

Nesse contexto, outros conceitos relevantes também são identificados, especialmente quando se trata da restauração de rios. O QUADRO 2 apresenta uma síntese dos oito principais conceitos identificados por Shields *et al.* (2003) e Roni e Beechie (2013).

QUADRO 2 – TERMOS E DEFINIÇÕES RELACIONADOS A INTERVENÇÕES EM ECOSISTEMAS

Termo	Definição
<b>Restauração</b>	Reestabelecimento da estrutura e da função dos ecossistemas ao seu estado imperturbado.
<b>Reabilitação</b>	Recuperação parcial das funções e processos do ecossistema.
<b>Recuperação</b>	Atividades destinadas a modificar a capacidade biofísica de um ecossistema, resultando em um ecossistema diferente do ambiente degradado e inicial.
<b>Melhoria</b>	Termo subjetivo para as atividades empreendidas com o objetivo de melhorar a qualidade ambiental de um habitat existente.
<b>Mitigação</b>	Ação para compensar ou amenizar um dano ambiental, podendo ser realizada no local afetado ou em outro local.
<b>Preservação</b>	Implementação de leis ou mecanismos para proteger áreas de habitat não degradadas, prevenindo danos ou perda futura.
<b>Naturalização/Renaturalização</b>	Gestão voltada ao estabelecimento de sistemas fluviais hidraulicamente e morfológicamente variados, estáveis e capazes de sustentar ecossistemas aquáticos biologicamente diversos, sem necessidade de referência a um estado preexistente.
<b>Criação</b>	Construção de um novo habitat ou ecossistema onde não existia anteriormente, como parte das atividades de mitigação.

FONTE: Elaborado pelo autor com base de Shields. *et al.* (2003), e Roni e Beechie (2013)

A discussão sobre a terminologia mais apropriada e qual deve ser adotada já está consolidada. Nesse contexto, é pertinente adotar a definição proposta pela *Society for Ecological Restoration* (SER), que define "restauração ecológica" como o processo de auxiliar a recuperação de ecossistemas degradados ou destruídos (SER, 2021). A SER enfatiza que a restauração é uma das atividades realizadas, enquanto a recuperação é o resultado desejado ou alcançado.

Portanto, a terminologia "restauração ecológica" é justificada, pois, embora o retorno às condições iniciais do ecossistema não seja possível devido a modificações na qualidade e na topografia após intervenções como a extração mineral, o uso de

*wetlands* pode potencialmente complementar a capacidade biofísica do ecossistema. O resultado pode ser uma recuperação, mas o almejo é uma restauração, pelo menos nos âmbitos ecológicos.

Nesse contexto, torna-se relevante considerar a diversidade de projetos destinados à recuperação de rios urbanos degradados, os quais variam em abordagens e objetivos. Muitas dessas iniciativas focam predominantemente nos processos que ocorrem exclusivamente dentro dos próprios rios, o que, segundo Carvalho, Maragon e Santos (2020), pode ser um fator que contribui para o fracasso de tais projetos.

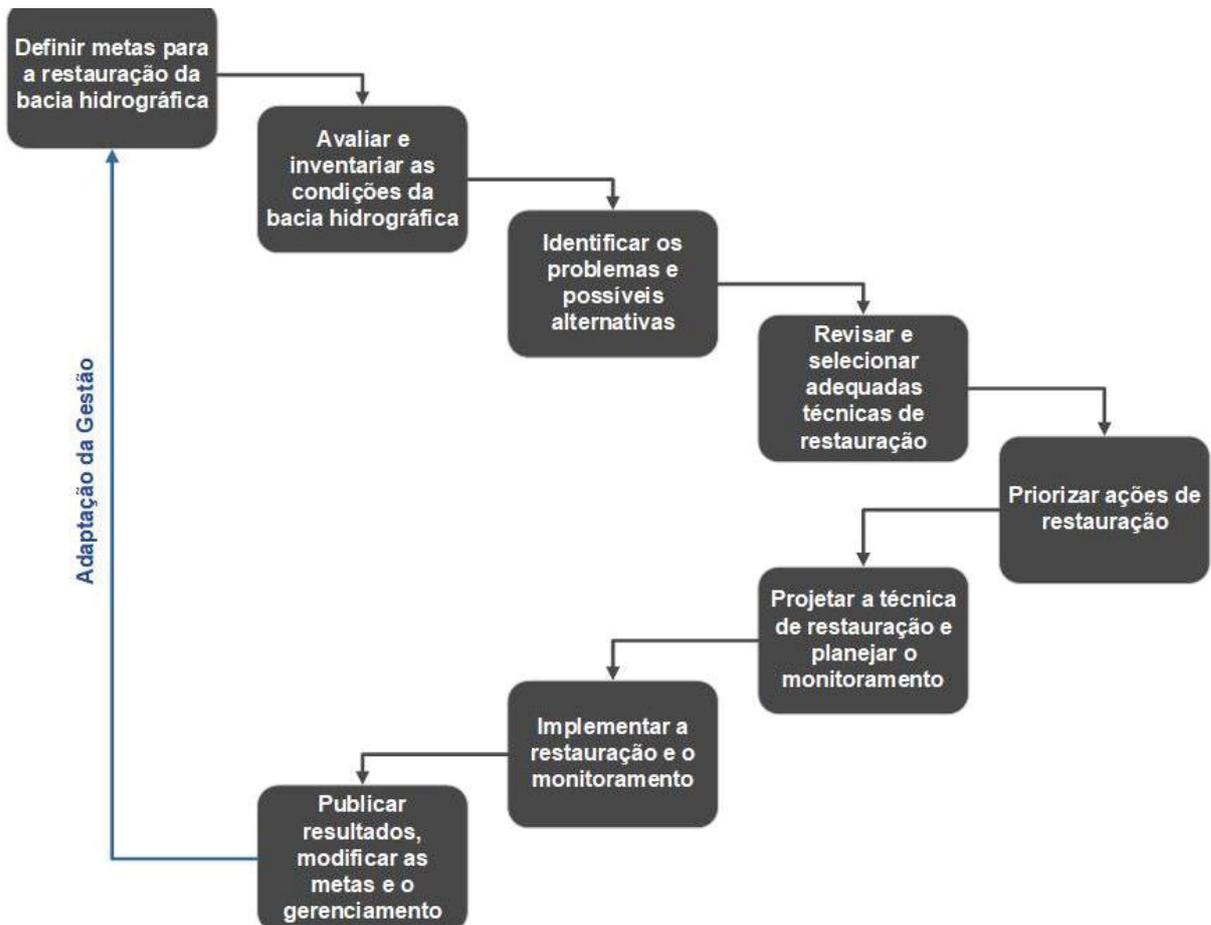
É fundamental, portanto, compreender as etapas envolvidas nesse processo e desenvolver métodos sustentáveis para a despoluição dos corpos d'água, com o objetivo de preservar o meio ambiente e assegurar a qualidade de vida humana, dada a importância vital da água para todas as formas de vida (Ismail *et al.*, 2022).

A concepção e a implementação de projetos de restauração de rios podem seguir diversas abordagens. A escolha das estratégias e metodologias a serem aplicadas depende diretamente dos objetivos de restauração definidos inicialmente, assim como do nível de restauração desejado e viável (Roni; Beechie, 2013).

Alguns projetos optam por uma abordagem mais passiva, buscando a redução das forças de degradação e permitindo que os rios se recuperem de forma natural. No entanto, quando o sistema fluvial atinge um ponto crítico de degradação e não pode mais restaurar suas condições originais sem intervenção externa, são preferidos projetos de restauração mais ativos, que envolvem intervenções diretas no canal fluvial (Adam; Debais; Malavoi, 2007).

Dado que existem diversas abordagens para a recuperação de rios, Ronnie e Beechie (2013) ressaltam a importância de estabelecer princípios que minimizem a necessidade de manutenção e promovam a criação de sistemas fluviais resilientes a futuras perturbações, como as mudanças climáticas. Nesse contexto, a FIGURA 6 apresenta um fluxograma com as principais etapas do processo de restauração, fornecendo uma base genérica necessária para o desenvolvimento de programas e projetos de restauração abrangentes.

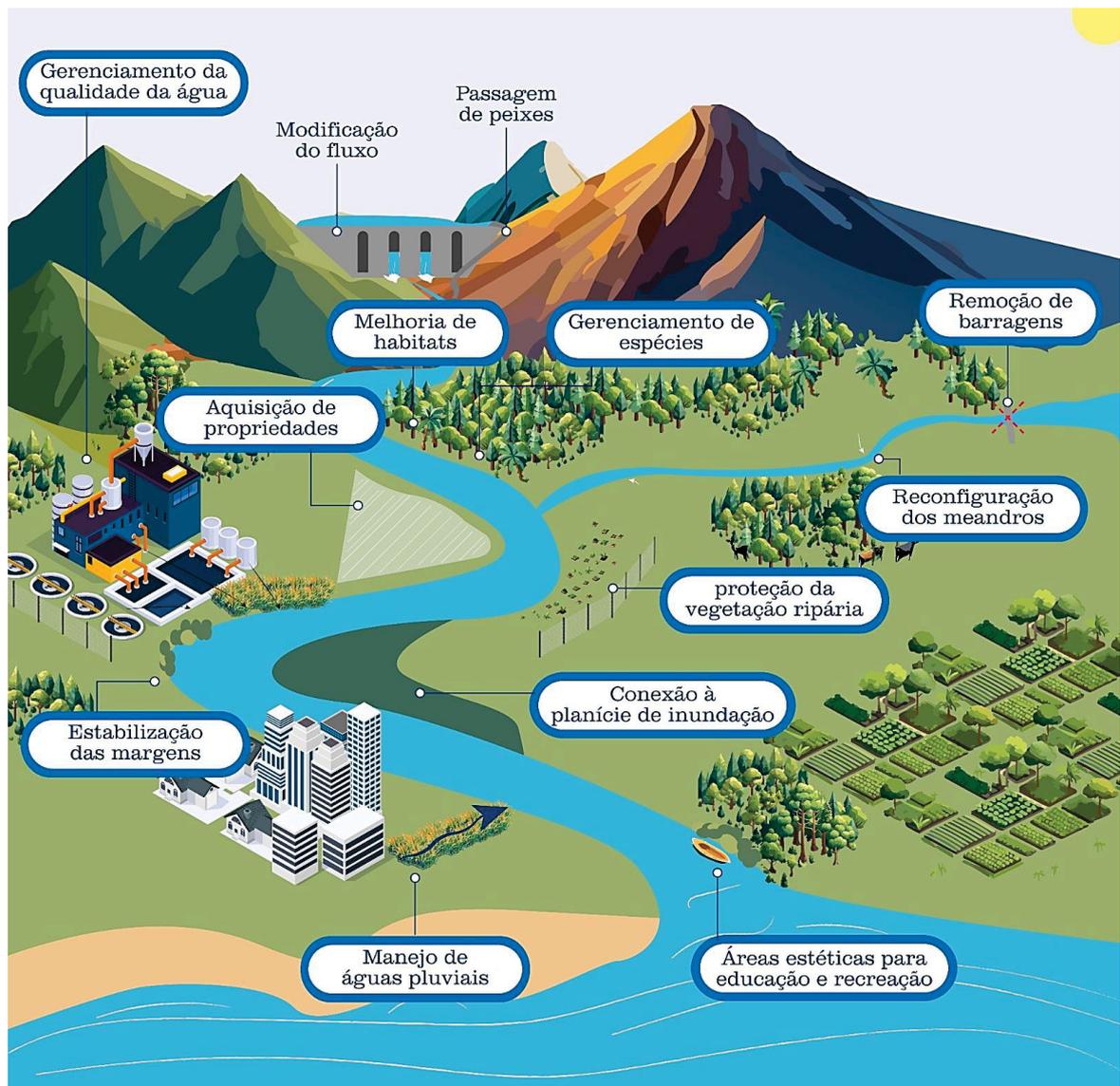
FIGURA 6 – ETAPAS PRINCIPAIS NO PROCESSO DE RESTAURAÇÃO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS



FONTE: Elaborado pelo autor com base em Ronnie e Beechie (2013)

Seguindo a mesma direção, as Nações Unidas declararam o período de 2021 a 2030 como a Década da Restauração de Ecossistemas. Paralelamente, a Estratégia de Biodiversidade da União Europeia para 2030 inclui a restauração como um pilar central, destacando os rios como componentes-chave dos ecossistemas (Veríssimo; Roseta-Palma, 2023). Em consonância com essa abordagem, Speed *et al.* (2016) descrevem 11 categorias de intervenções para a revitalização de rios, conforme ilustrado na FIGURA 7. Cada uma dessas categorias possui objetivos variados, que podem se interligar, resultando em diferentes técnicas efetivamente aplicadas.

FIGURA 7 – CATEGORIAS DE INTERVENÇÕES PARA REVITALIZAÇÃO DE RIOS



FONTE: Elaborado pelo autor com base em Speed *et al.* (2016)

No que diz respeito aos métodos para atingir esses objetivos, é relevante mencionar o Centro de Restauração de Rios (*River Restoration Centre - RRC*), fundado em 1997 no Reino Unido. Esta organização sem fins lucrativos foi criada por membros dos setores público, privado e de Organizações Não Governamentais (ONGs) do país, e dedica-se à promoção da restauração de rios. O RRC desempenha um papel fundamental como centro de informação e consultoria especializada, abrangendo todas as áreas relacionadas à restauração e gestão de bacias hidrográficas.

Desde a criação do RRC, foram contabilizados 3.947 projetos de restauração e reabilitação de rios. As principais técnicas aplicadas nesses projetos incluem a

restauração de meandros, a remoção de barragens, o cercamento de rios, a regeneração da vegetação ripária, o controle das fontes de poluição, a criação de passagens para peixes, a formação e manutenção de áreas inundáveis, a estabilização de margens e a melhoria dos pontos de entrega de águas pluviais (Costa; Assumpção; Azevedo; Santos, 2019).

Estas categorias incluem: gerenciamento da qualidade da água, modificação do fluxo, passagem de peixes, melhoria de habitats, aquisição de propriedades, estabilização das margens, manejo de águas pluviais, gerenciamento de espécies, remoção de barragens, reconfiguração dos meandros, proteção da vegetação ripária, conexão à planície de inundação e áreas estéticas para educação e recreação. Cada intervenção visa atender diferentes objetivos, como melhorar a saúde do ecossistema, promover a biodiversidade e aumentar o uso sustentável dos recursos hídricos.

Entre essas categorias, a restauração ecológica de rios frequentemente recorre à criação de novos habitats de planície de inundação, uma resposta necessária à perda de ambientes como canais laterais, nichos e lagoas devido a diversas atividades humanas. As iniciativas comuns para fomentar esses habitats incluem a construção de canais laterais, zonas de águas paradas, lagoas fora do canal principal e a promoção de áreas úmidas (*wetlands*) (Rolo; Gallardo; Ribeiro, 2017). Essas ações não apenas visam à restauração e recuperação dos rios, mas também destacam a importância de criar espaços propícios à diversidade biológica.

Os canais laterais podem já existir e necessitar apenas de reconexão com o rio, ou podem ser construídos e criados como lagoas fora do canal principal, tais como áreas úmidas (*wetlands*) e águas paradas (corpos de água sem corrente significativa). Esses elementos são projetados para substituir, recriar ou recuperar habitats de planície de inundação perdidos ou afetados por atividades humanas (Ronnie; Beechie, 2013).

Em resumo, a criação e reconstrução de habitats desempenham um importante papel na restauração de ecossistemas aquáticos e na promoção da biodiversidade. A conectividade entre esses habitats e o canal principal do rio é essencial para o sucesso das iniciativas de recuperação ecológica de rios, como ilustrado no caso do Rio Kallang em Singapura, que foi canalizado na década de 1960 (FIGURA 8A) e restaurado para melhorar sua saúde ecológica em 2011 (FIGURA 8B).

FIGURA 8 – TRANSFORMAÇÃO DO RIO KALLANG EM SINGAPURA. A) ANTES QUANDO FOI CANALIZADO NA DÉCADA DE 1960. B) APÓS A RESTAURAÇÃO EM 2011



FONTE: Dreiseitl e Leonardsen (2015)

Este projeto envolveu a manipulação da morfologia e dos regimes de fluxo do rio (Marostica; Miron, 2022). Nesse caso, o projeto teve como objetivo melhorar a capacidade dos canais de água do Kallang e promover a reconexão dos habitats fluviais.

### 2.3.1 Recuperação de rios com soluções baseadas na natureza

Com o objetivo de recriar ambientes naturais afetados pela interferência antrópica e integrar a natureza aos mecanismos de resolução dos desafios contemporâneos, as Soluções Baseadas na Natureza (SbN) têm se destacado. Essas

soluções buscam inspiração e colaboração com os processos naturais, não apenas para atender às necessidades humanas, mas também para promover a conservação e a restauração dos ecossistemas (CGEE, 2022; European Commission, 2022).

As SbN são projetadas para serem eficazes, resilientes e capazes de oferecer benefícios multifuncionais tanto para o meio ambiente quanto para a sociedade. Elas promovem a biodiversidade, regeneram funções essenciais para a manutenção e resiliência dos sistemas urbanos e possibilitam o manejo sustentável dos ecossistemas criados (CGEE, 2022; European Commission, 2022).

Dalton e Weling (2022) destacam a importância da integração entre soluções de engenharia e SbN para manter a qualidade e a quantidade das águas. Adaptar cenários para replicar processos naturais ajuda a reduzir os impactos negativos associados ao uso exclusivo de estratégias e inovações oriundas da engenharia.

Entre as várias técnicas de SbN, *wetlands* se destacam como protagonistas notáveis. Esses ecossistemas diversificados e dinâmicos desempenham um papel fundamental na mitigação das mudanças climáticas, na purificação da água, na proteção contra inundações e na promoção da biodiversidade (Hambäck *et al.*, 2023). A capacidade de *wetlands* de fornecer serviços ecossistêmicos torna essa técnica uma das mais procuradas e utilizadas atualmente (CGEE, 2022).

A European Commission (2022) sublinha a importância de *wetlands* como SbN para conectar corredores ecológicos urbanos, transformando essas áreas em paisagens que oferecem serviços multifuncionais e ecossistêmicos. Esses serviços beneficiam não apenas o ambiente, mas também a sociedade, promovendo Contribuições da Natureza para as Pessoas (CNP) e melhorando a qualidade de vida da população.

Diante da relevância atual das SbN e da necessidade de aplicá-las para a recuperação ecológica, a próxima seção enfocará especificamente *wetlands*. Além de sua eficácia na contribuição para os objetivos desejados, destaca-se também sua abundância e grande escala nas margens do rio Iguaçu, na Região Metropolitana de Curitiba (RMC).

## 2.4 WETLANDS

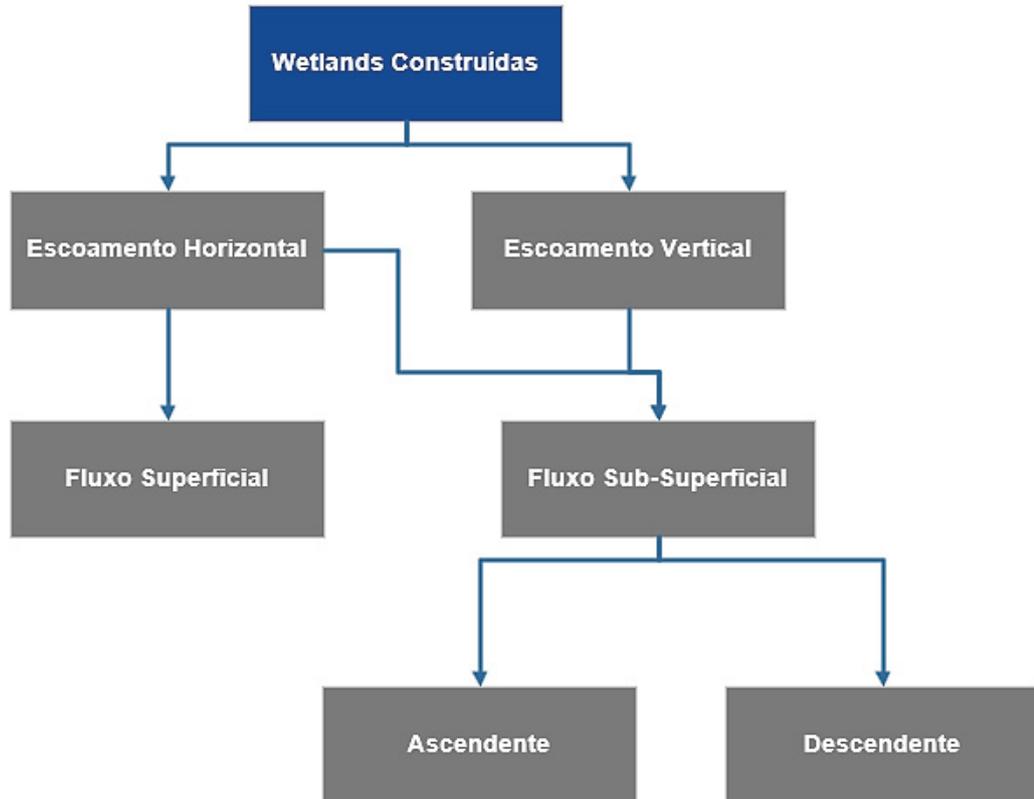
O termo "wetland", originário do inglês, refere-se a áreas úmidas ou alagadas e possui um conceito bem definido, embora suas definições possam variar de acordo com o contexto (Stengård; Räsänen; Ferreira; Kalantari, 2020). Essas áreas são sistemas que podem ser naturais ou construídas, caracterizadas por ficarem total ou parcialmente inundadas ao longo do ano. Elas são consideradas regiões de transição entre os ambientes terrestre e aquático, contendo elementos de ambos os ecossistemas (MMA, 2024). As *wetlands* são formadas por vegetação, solo ou substratos, água e comunidades microbianas (Ferreira *et al.*, 2023).

*Wetlands* são geralmente subdivididas em dois grupos principais, que geram outras classificações. O primeiro grupo é composto pelas *wetlands* naturais, que ocorrem sem intervenção humana. O segundo grupo inclui as *wetlands* construídas, criadas pelo ser humano, onde as condições e reações são mais controladas (Zhu *et al.*, 2023).

O Sistema de Classificação do Tipo de *Wetland* da Ramsar é amplamente utilizado em escala global para categorizar diferentes tipos de *wetlands* (Ferreira *et al.*, 2023). Este sistema agrupa *wetlands* em três categorias principais: costeiras (marinhas), interiores (continentais) e antropológicas (construídas), baseando-se em fatores como localização, vegetação, fluxo hidrológico e se o ambiente é natural ou artificial. As três classes principais da Ramsar são subdivididas em 42 tipos específicos de *wetlands* (Ramsar Convention Secretariat, 2013). Para a indicação de *wetlands* naturais, utiliza-se o Sistema de Classificação das Áreas Úmidas Brasileiras, que categoriza 37 tipos de *wetlands*, organizados por sistema, subsistema, ordem, subordem, classe, subclasse e macro-habitat (MMA, 2015).

Não há uma única classificação para *wetlands* construídas, mas sua categorização é mais unificada e direta, baseando-se no regime hidrológico (superficial ou subsuperficial), no fluxo hidrológico (horizontal ou vertical) e na vegetação (flutuante, emergente ou submersa). Esta subdivisão é detalhada por Kadlec e Wallace (2009) e corroborada por Dotro *et al.* (2017) e Saquib, Gupta e Joshi (2022), conforme ilustrado no fluxograma da FIGURA 9.

FIGURA 9 – CLASSIFICAÇÃO DOS TIPOS DE WETLANDS CONSTRUÍDAS COM BASE NO ESCOAMENTO E FLUXO HIDROLÓGICO



FONTE: Elaborado pelo autor com base em Saquib, Gupta e Joshi (2022)

Para identificar a categoria das *wetlands* presentes na área de estudo, é fundamental considerar as classificações existentes: naturais e construídas. Inicialmente, essas *wetlands* não existiam antes da intervenção antrópica. Após a extração mineral, o impacto dessa atividade resultou apenas em cavas inundadas, o que não configura como *wetlands*.

No entanto, após um processo de sucessão ecológica, onde a influência do regime hídrico, seja pelo afloramento da água do nível freático, pelo extravasamento da calha do rio para dentro das cavas, ou pela acumulação de água pluvial, somado à abundância de nutrientes do meio, criou um cenário ideal para o desenvolvimento de uma vegetação lacustre: as macrófitas. Essas plantas aquáticas se apropriam do ambiente e dos nutrientes disponíveis para seu crescimento.

Portanto, ao considerar as cavas de extração mineral desativadas como *wetlands*, a tendência é classificá-las como naturais, apesar do distúrbio inicial causado pela atividade humana. Esse argumento é suportado pela análise dos padrões dimensionais, onde *wetlands* construídas (FIGURA 10A) apresentam

dimensões significativamente menores em comparação às *wetlands* naturais (FIGURA 10B).

FIGURA 10 – EXEMPLOS DE *WETLANDS*. A) *WETLANDS* CONSTRUÍDAS DO PARQUE DO CHEMIN-DE-L'ILE USADAS NA DESPOLUIÇÃO DO RIO SENA, NATERE, FRANÇA. B) *WETLANDS* NATURAIS ÀS MARGENS DO RIO IGUAÇU NA REGIÃO METROPOLITANA DE CURITIBA



FONTE A) Hudson Garcia (2008). B) Instituto Cidades Sustentáveis (2023).

Seguindo a análise anterior, para classificar as *wetlands* da área de estudo como naturais, é necessário aplicar as categorias definidas pela Convenção de

Ramsar (Ramsar Convention Secretariat, 2013) e pelo Sistema de Classificação de Áreas Úmidas Brasileiras (MMA, 2015). Essas áreas se enquadram na categoria de *wetlands* interiores, que se caracterizam por variações no nível de água e por altos pulsos de inundação, típicos ao longo de grandes rios como o Paraná e o Amazonas. A influência das cheias desses rios é fundamental para a dinâmica dessas áreas.

Durante a extração de areia, a maioria dessas áreas foi preenchida por águas subterrâneas até o nível freático. Contudo, a sucessão ecológica subsequente resultou em sedimentação no fundo das cavas, que inclui a deposição de diferentes tipos de solos e matéria orgânica proveniente da vegetação. Como resultado, algumas regiões passaram a exibir vegetação arbórea, indicando a transição de um ambiente aquático para um ambiente terrestre.

Com a redução da influência do nível freático, essas áreas permanecem inundadas principalmente devido à contribuição fluvial e pluvial, sendo a rica carga nutritiva dos rios essencial para o crescimento contínuo das macrófitas presentes.

Após a confirmação da classificação das *wetlands* da área de estudo como naturais, a próxima seção abordará a revisão bibliográfica específica sobre *wetlands* naturais. No entanto, a maioria das pesquisas existentes se concentra em técnicas e aplicações das *wetlands* construídas, uma vez que depender exclusivamente de *wetlands* naturais pode ser limitante em contextos específicos. Portanto, as referências subsequentes abordarão *wetlands* construídas, que replicam as características físicas, químicas e biológicas das *wetlands* naturais. Para simplificar, o termo "wetlands" será utilizado de forma abrangente para incluir tanto as construídas quanto naturais.

#### 2.4.1 *Wetlands* naturais

Os ecossistemas úmidos, ou *wetlands*, abrangem uma variedade de ambientes aquáticos que representam cerca de 6% da superfície terrestre (Schuyt; Brander, 2004), com uma área global estimada em aproximadamente 12,1 milhões de km<sup>2</sup> (Davidson; Fluet-Chouinard; Finlayson, 2018). Estes ecossistemas podem incluir pântanos, brejos, prados úmidos, pantanais, várzeas, áreas ribeirinhas, mangues, manguezais e banhados (Davis, 1995).

Naturalmente, as *wetlands* ocorrem em locais com baixa permeabilidade do solo, em planícies baixas ou em áreas com aquífero freático elevado, onde o

escoamento lento da água cria condições de alagamento (Kadlec; Wallace, 2009). Nessas condições, a saturação da água é o fator determinante para a composição das comunidades vegetais e animais, configurando o ecossistema (Cowardin; Carter; Golet; LaRoe, 1979; Welsch, 1995).

Historicamente, esses ecossistemas foram subestimados e frequentemente convertidos para atividades agrícolas devido à demanda da indústria alimentícia, além de terem sido alvo de aterros e canalizações para prevenir inundações. Atualmente, há uma crescente iniciativa para a proteção e restauração das *wetlands*, reconhecendo os benefícios que elas proporcionam. Existe um esforço crescente para restaurar e criar áreas úmidas como soluções baseadas na natureza para enfrentar problemas como eutrofização, mudanças climáticas, perda de biodiversidade, inundações e secas (Bradfer-Lawrence *et al.*, 2021).

Atualmente, 38% dos países incorporam a proteção das *wetlands* em suas políticas ambientais (Peimer *et al.*, 2017), reconhecendo seus benefícios na retenção eficiente de nutrientes, aceleração da sucessão vegetal e alterações na abundância das espécies (Hambäck *et al.*, 2023). Além disso, as *wetlands* auxiliam na desnitrificação, o que está positivamente correlacionado com o potencial de armazenamento de água (Jessop *et al.*, 2015). Compreender essas sinergias e compensações entre processos é fundamental para otimizar as diretrizes para a construção e gestão dessas áreas.

As *wetlands* podem funcionar como zonas de amortecimento de cheias, são eficazes na redução dos níveis de poluentes em águas superficiais, mitigando os impactos adversos na qualidade da água resultantes da erosão do solo, escoamento e contaminação por esgoto. Elas contribuem para a melhoria da qualidade da água retendo poluentes por meio de processos mecânicos, como sedimentação e filtração, adsorção no substrato, bioadsorção e outros processos complexos e interligados entre plantas e microrganismos, além da desinfecção proporcionada pela radiação UV proveniente da luz solar (Hatvani; Dokulil; Clament, 2022; Préau *et al.*, 2022).

Esses ecossistemas têm mostrado a capacidade de remover diversas substâncias orgânicas e inorgânicas, como nutrientes, metais pesados, pesticidas, hidrocarbonetos, substâncias xenobióticas e antibióticos da água contaminada. As fontes desses poluentes incluem águas pluviais, áreas agrícolas (Turcios *et al.*, 2021; Vymazal, 2020), superfícies urbanas como estradas (Wang *et al.*, 2021), águas residuais municipais e de pequenas comunidades urbanas sem acesso a redes de

esgoto (Tang *et al.*, 2021), lixiviados de aterros (Cavalheiro *et al.*, 2014; Wdowczyk; Pulikowska; Galka, 2022), efluentes de aquicultura (Gorito *et al.*, 2018) e águas residuais industriais específicas (Pat-Espadas *et al.*, 2018; Hota *et al.*, 2023).

Além disso, as *wetlands* são utilizadas como tratamento secundário e terciário em diversas regiões climáticas, desde zonas frias até tropicais, e são especialmente valiosas em países em desenvolvimento devido ao baixo custo de implantação e manutenção (Tang *et al.*, 2021; Shukla; Gupta; Singh; Mishra, 2021). Sua aplicação se estende à reciclagem e reutilização de águas residuais para diversos fins, incluindo abastecimento público, industrial e irrigação (Gonzalez; Romero; García, 2023), com a capacidade de remover até 90% dos sedimentos presentes no escoamento ou na vazão de um córrego (Tanveer *et al.*, 2021).

Contudo, é importante salientar que as *wetlands* naturais possuem uma capacidade limitada para processar poluentes antes que os mecanismos naturais de remoção, envolvendo plantas e processos bioquímicos, sejam sobrecarregados e sua eficácia comprometida. Dessa forma, é fundamental realizar um monitoramento contínuo para avaliar a capacidade operacional e prevenir a sobrecarga dos processos naturais, garantindo a manutenção da eficiência do tratamento (Saqib; Gupta; Joshi, 2020).

Hambäck *et al.* (2023) corroboram que a eficiência das *wetlands* pode ser incrementada com a colheita das plantas, resultando em uma quantidade significativa de biomassa que pode ser utilizada para compostagem ou produção de biogás (Turcios *et al.*, 2023). A eficácia na remoção de poluentes depende de várias características, incluindo as espécies de plantas utilizadas, o tamanho das áreas, o tempo de detenção hidráulica, os contaminantes alvo e as condições climáticas locais.

Adotar *wetlands* como Soluções Baseadas na Natureza (SbN) pode ainda oferecer diversos benefícios para o planejamento urbano, ao restaurar conexões na cidade que promovem suporte, proteção e funções dos espaços verdes em áreas que não possuem essas capacidades de forma isolada (CGEE, 2022), atuando como uma solução sustentável para a drenagem de centros urbanos de uma forma natural.

### 2.4.2 Vegetação das *wetlands*

Entre as diversas formas de vida presentes nas *wetlands*, as macrófitas aquáticas emergem como componentes principais. Essas plantas desempenham funções essenciais na sustentação da biodiversidade local e no fornecimento de serviços ecossistêmicos. Entre suas funções, destacam-se a oxigenação da água, a filtragem de sedimentos através de suas raízes, a criação de um ambiente favorável ao desenvolvimento de microrganismos, e a absorção de nutrientes e compostos emergentes, contribuindo para a melhoria da qualidade da água (Ferreira *et al.*, 2023).

As macrófitas são plantas aquáticas cujas partes fotossintetizantes estão total ou parcialmente submersas ou flutuantes. Originárias do ambiente terrestre, essas plantas desenvolveram adaptações morfológicas e anatômicas para a vida aquática durante o processo evolutivo, como cutícula fina, tecidos esponjosos, caules ocos e pelos hidrofóbicos (Esteves, 1998; CEMIG, 2021).

Elas desempenham um papel na estruturação e dinâmica dos ecossistemas aquáticos, adaptando-se tanto a ambientes de água doce quanto salobra. Seu ciclo de vida inclui formas de reprodução sexuada e assexuada, o que proporciona um maior sucesso no crescimento e estabelecimento. A classificação das macrófitas aquáticas é essencial para determinar a estrutura das comunidades aquáticas, sendo suas formas de vida relacionadas às adaptações, distribuição e profundidade da água (Esteves, 1998; CEMIG, 2021). No QUADRO 3, apresenta-se a classificação das macrófitas de acordo com sua forma biológica.

QUADRO 3 – CLASSIFICAÇÃO DAS MACRÓFITAS AQUÁTICAS DE ACORDO COM A SUA FORMA BIOLÓGICA

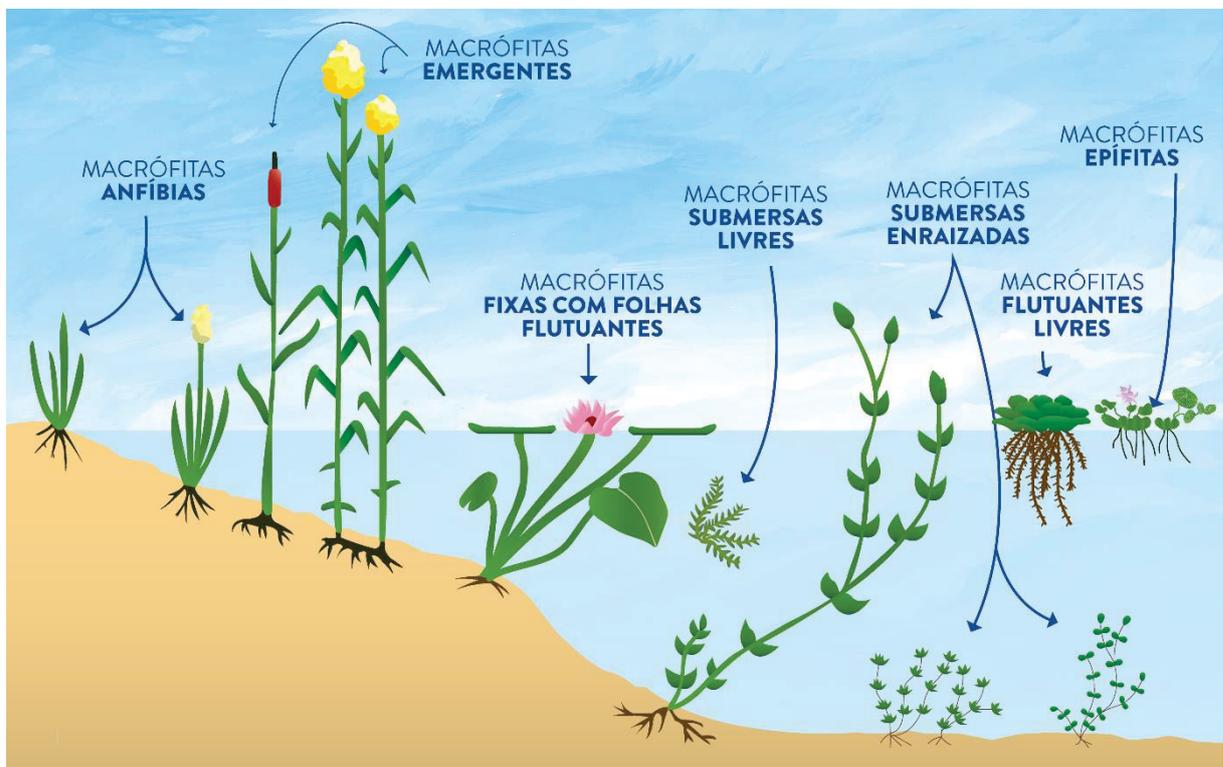
Forma Biológica	Descrição
<b>Anfibias</b>	Com a capacidade de sobreviver tanto em ambientes aquáticos quanto terrestres. Elas frequentemente adaptam sua morfologia da fase aquática para a fase terrestre quando o nível da água diminui.
<b>Emergentes</b>	Fixas no sedimento, com uma porção submersa e outra acima da superfície da água.
<b>Flutuantes fixas</b>	Possuem raízes ancoradas no sedimento e folhas que flutuam na superfície da água.
<b>Flutuantes livres</b>	Não possuem raízes ancoradas no sedimento e podem ser deslocadas pela correnteza, vento ou animais.

Forma Biológica	Descrição
<b>Submersas fixas</b>	Com raízes ancoradas no sedimento e caules e folhas completamente submersos, frequentemente com flores que emergem acima da superfície da água.
<b>Submersas livres</b>	Não possuem raízes no fundo, completamente submersas, com flores geralmente emergindo à superfície.
<b>Epífitas</b>	Desenvolvem-se sobre outras plantas aquáticas.

FONTE: Elaborado pelo autor com base em Esteves (1998) e Pedralli (1990)

A FIGURA 11 ilustra estas sete categorias principais para a classificação das macrófitas aquáticas com base em suas formas biológicas.

FIGURA 11 – CLASSIFICAÇÃO DAS MACRÓFITAS DE ACORDO COM SUA FORMA BIOLÓGICA



FONTE: Autor

Em um padrão típico de regionalização, é comum observar que as plantas anfíbias e emergentes predominam nas margens e em áreas rasas. À medida que a profundidade da coluna d'água aumenta, surgem espécies com folhas flutuantes fixas. Em regiões mais profundas, tornam-se evidentes as espécies flutuantes livres e submersas.

De acordo com a CEMIG (2021), as macrófitas desempenham papéis essenciais na preservação da biodiversidade, no metabolismo e na estrutura dos ambientes aquáticos. Elas também servem como indicadores da qualidade da água e realizam funções importantes, tais como:

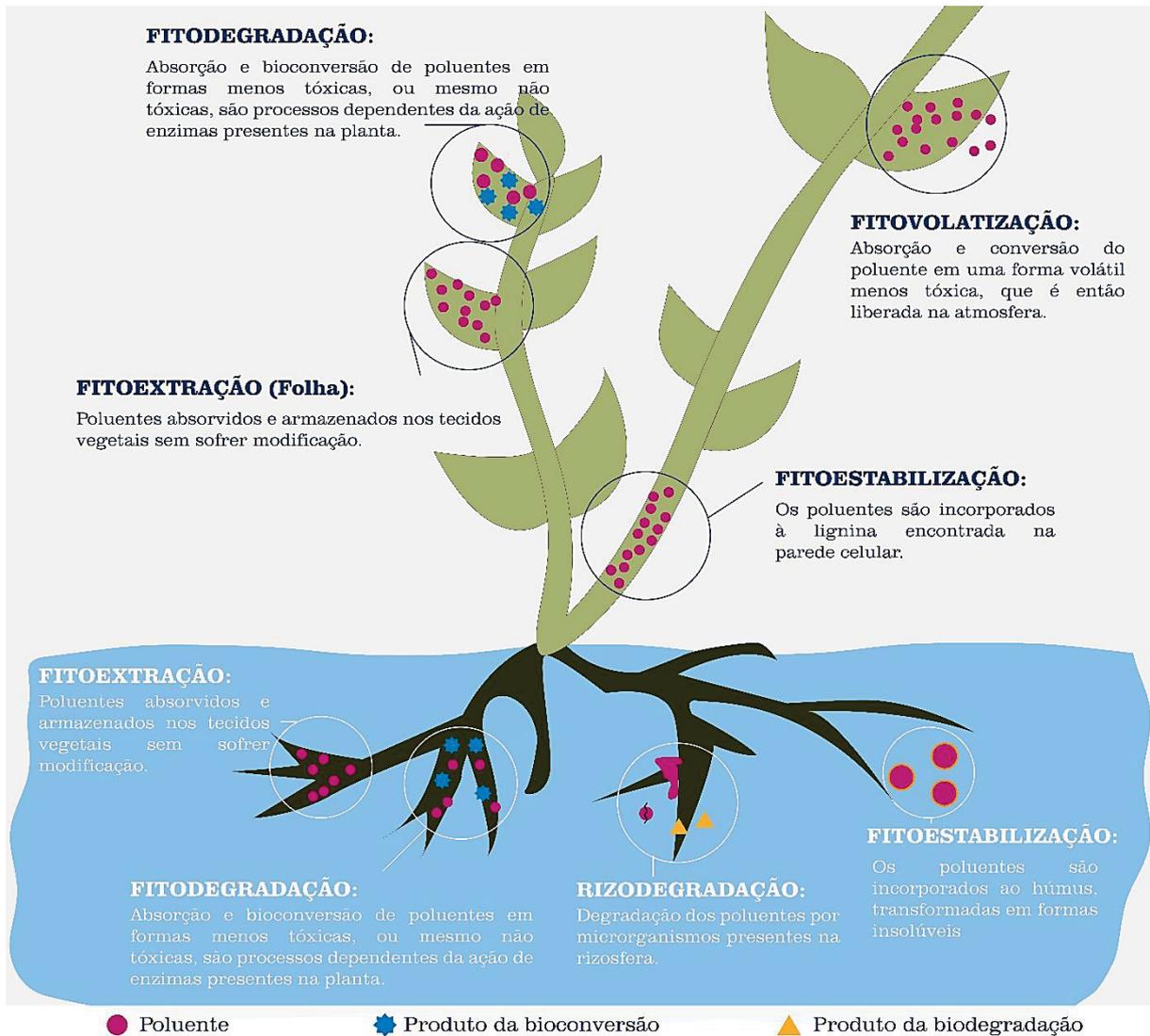
- Ciclagem de nutrientes;
- Remoção de nutrientes de ambientes eutrofizados;
- Fornecimento de materiais de importância econômica para a sociedade;
- Fomento ao desenvolvimento de organismos microscópicos em comunidades associadas;
- Fornecimento de heterogeneidade de habitat;
- Proteção das margens dos corpos d'água contra erosão.

A melhoria da qualidade da água pelas macrófitas aquáticas é feita por meio do processo de fitorremediação, termo derivado do grego *phyto* (planta) e *remedium* (cura, restauração). Por este processo, as plantas podem remover, reduzir, degradar e conter os contaminantes através de mecanismos biológicos complexos (Overton *et al.*, 2022). Segundo Ribeiro, Blauth e Beati (2020), a fitorremediação envolve uma combinação de vários mecanismos que operam de forma sinérgica, incluindo:

- A degradação de poluentes orgânicos pelas plantas, que consomem oxigênio durante o processo;
- A acumulação de poluentes essenciais à vida das plantas, como cobre, zinco, fósforo, nitrogênio e carbono, resultando em modificações físicas e químicas desses poluentes;
- A lixiviação de compostos pelas plantas, permitindo que alguns contaminantes se tornem líquidos e sejam retidos no filtro da planta.

Para ilustrar as diversas categorias envolvidas na fitorremediação, a Figura 12 exibe um diagrama esquemático que detalha as interações entre as plantas e os contaminantes.

FIGURA 12 – DIFERENTES ESTRATÉGIAS DE FITORREMEDIAÇÃO DESENVOLVIDAS PELAS MACRÓFITAS AQUÁTICAS



FONTE: Autor

Este diagrama ilustra diversos mecanismos bioquímicos pelos quais as macrófitas contribuem para a remoção e redução de poluentes. Entre os processos destacados, encontram-se a degradação de poluentes orgânicos, onde as macrófitas auxiliam na degradação desses poluentes por meio de oxidação e outras reações bioquímicas que ocorrem em suas estruturas; a acumulação de nutrientes, em que as macrófitas absorvem nutrientes essenciais e poluentes, como cobre, zinco, fósforo e nitrogênio, resultando em modificações químicas dos contaminantes e redução de sua concentração na água; e a lixiviação, um processo no qual certos contaminantes são convertidos em formas líquidas e retidos no sistema de raízes das plantas, facilitando sua remoção ou contenção.

### 2.4.3 Monitoramento, gestão e manejo

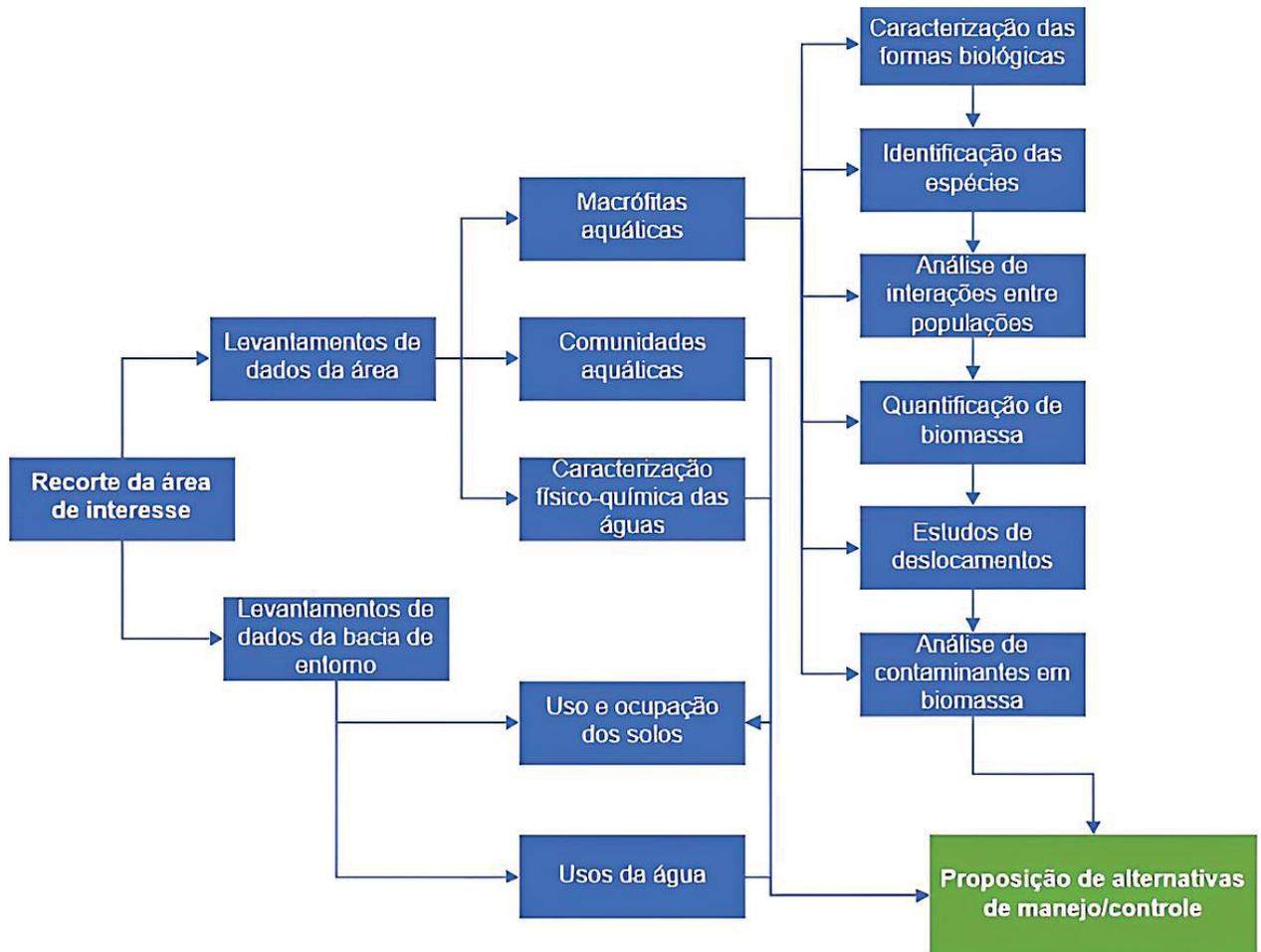
Para uma gestão eficiente do uso de *wetlands*, é fundamental adotar estratégias preventivas antes que as macrófitas se proliferem e dominem o ecossistema aquático. Implementar ações e práticas antecipadas pode evitar o crescimento descontrolado dessas plantas, especialmente em ambientes eutrofizados, o que é essencial para preservar a funcionalidade e a dinâmica do ecossistema, além de reduzir os custos de manejo e as perdas econômicas associadas aos múltiplos usos da água.

A CEMIG (2021) forneceu informações sobre a caracterização e a importância das macrófitas em reservatórios hidrelétricos. Esta publicação inclui estudos sobre o monitoramento e o manejo da vegetação, que serão utilizados nesta pesquisa com as devidas adaptações, considerando que os objetivos dos reservatórios hidrelétricos e das *wetlands* diferem em vários aspectos. No entanto, como as *wetlands* podem também desempenhar o papel de reservatórios hídricos, as orientações da CEMIG podem ser reaproveitadas.

O primeiro passo para determinar a necessidade e a adequação do manejo de macrófitas é implementar um programa de monitoramento regular. Este programa deve identificar as espécies presentes, localizar os focos iniciais de proliferação e mensurar a área ocupada pelas macrófitas. Simultaneamente, deve-se coletar dados relacionados à bacia hidrográfica e à *wetland*, incluindo informações sobre o uso do solo, operações do reservatório e avaliações das condições físico-químicas da água e da biota aquática. Isso deve englobar análises das densidades das comunidades de microrganismos, bem como considerações sobre aspectos ecológicos e relações tróficas (CEMIG, 2021).

As estratégias para controlar as macrófitas podem incluir métodos manuais, mecânicos, químicos, biológicos ou uma combinação desses. Cada técnica de controle de plantas aquáticas possui aspectos positivos e negativos, e nenhuma delas é isenta de impactos ambientais. A seleção das técnicas deve ser cuidadosamente planejada, levando em consideração as características específicas de cada caso, o local e os objetivos da área em questão. As principais variáveis e suas escalas de trabalho a serem consideradas em um plano de manejo de macrófitas estão apresentadas na FIGURA 13.

FIGURA 13 – VARIÁVEIS E ESCALAS DE TRABALHO PARA MANEJO DE MACRÓFITAS



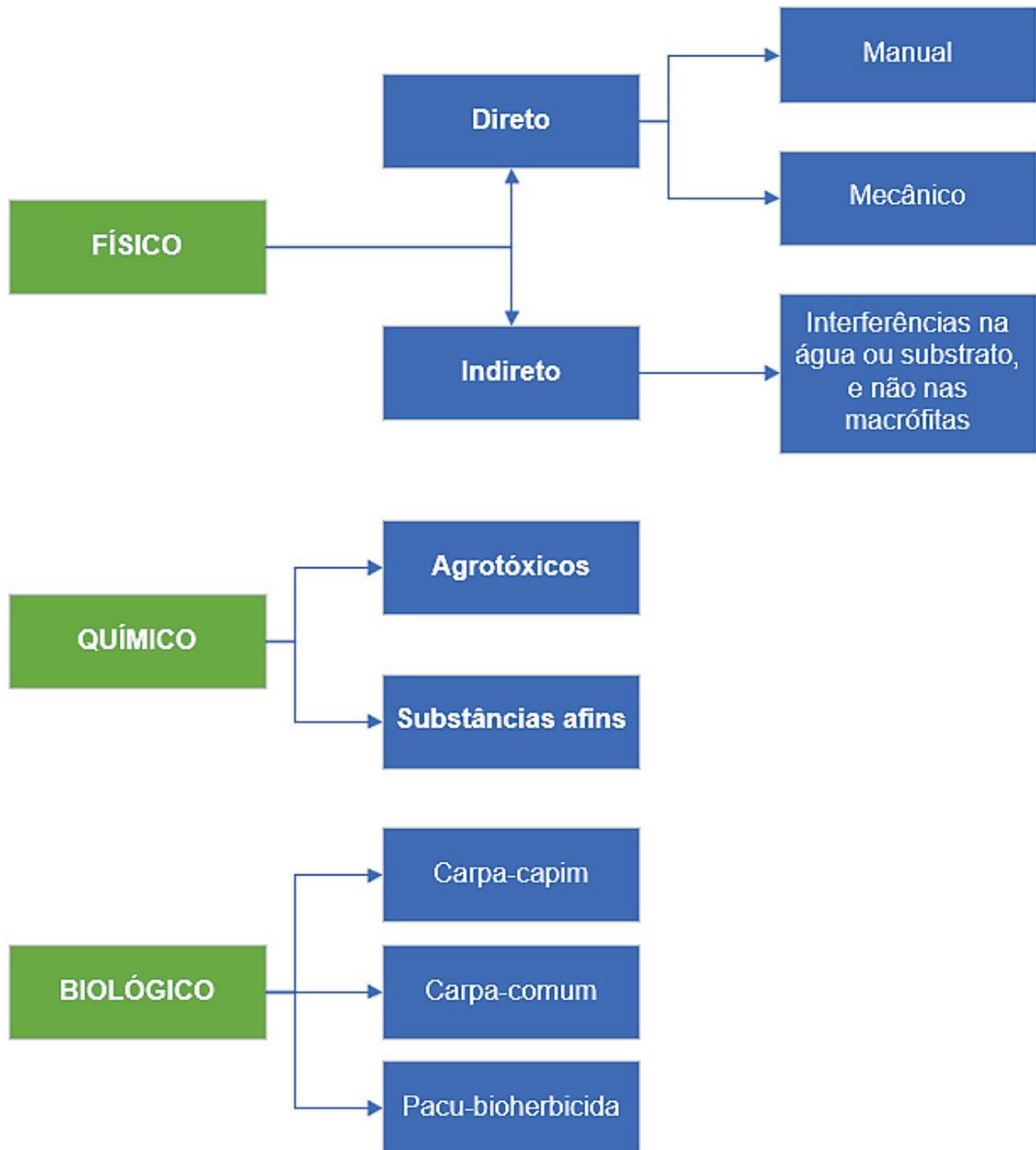
Fonte: Elaborado pelo autor com base em CEMIG (2021)

A gestão das macrófitas requer a consideração de análises físico-químicas e o estudo dos ciclos vegetativos dessas plantas. Esses conhecimentos são essenciais para a utilização adequada das espécies, visando minimizar impactos nutricionais e preservar os sistemas naturais.

Como o objetivo do uso das macrófitas é melhorar a qualidade da água, é essencial realizar a remoção da biomassa no momento oportuno, antes que os nutrientes absorvidos pelas plantas sejam liberados de volta na água ao final do ciclo de vida da vegetação. Esse processo destaca a importância do controle, manejo e destinação adequada da biomassa resultante da remoção.

De acordo com algumas alternativas apresentadas na FIGURA 14, o método de controle mais adequado para *wetlands*, com base nos objetivos desejados, é o controle e a remoção física, seja de forma direta, manual ou mecânica.

FIGURA 14 – ALGUNS MÉTODOS DE CONTROLE E MANEJO DE MACRÓFITAS



Fonte: Elaborado pelo autor com base em Pompêo (2017)

O controle químico não é recomendado para *wetlands*, pois pode resultar na contaminação das águas que se pretende melhorar, além de prejudicar a capacidade das macrófitas remanescentes na fitorremediação. O controle biológico também não é adequado para *wetlands*, pois pode desestabilizar o ecossistema e resultar na perda excessiva de macrófitas, comprometendo o funcionamento eficiente do sistema.

No caso das *wetlands* naturais, que cobrem grandes áreas, a remoção manual pode ser ineficaz devido à escala das unidades de medida, frequentemente em

hectares. Nesse contexto, o controle mecânico se destaca como a abordagem mais viável.

Após a remoção das macrófitas, é essencial planejar adequadamente sua destinação para maximizar os benefícios ambientais e econômicos. Entre as alternativas disponíveis, destacam-se a produção de energia, compostagem, fertilização, ração animal, produção de biogás e biocombustíveis (Cruz, 2020).

A conversão de biomassa em energia e biogás pode fornecer recursos energéticos renováveis, enquanto a compostagem e fertilização utilizam a biomassa para enriquecer o solo e promover a saúde das plantas. A utilização das macrófitas como ração animal pode contribuir para a alimentação animal de forma sustentável, e a produção de biocombustíveis oferece uma alternativa ecológica aos combustíveis fósseis (Chaurasia, 2020). A escolha da destinação deve considerar a eficiência econômica e os benefícios ambientais, promovendo uma gestão sustentável da biomassa.

Na conversão da biomassa em biogás, uma das técnicas mais comuns é a digestão anaeróbia, processo que envolve a decomposição da matéria orgânica na ausência de oxigênio, produzindo metano (CH<sub>4</sub>) e dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>). Estudos demonstram a eficiência dessa técnica, por exemplo, o realizado por Moretti, Roston, Silva e Reyes (2023), analisando a produção de biogás a partir da biomassa de plantas aquáticas. Os resultados indicaram uma produção significativa de metano, com uma alta taxa de conversão energética. Outra forma de aproveitamento energético da biomassa de macrófitas é a produção de bioetanol, produzido através da fermentação de açúcares presentes na biomassa vegetal. Oliveira *et al.* (2017) destacaram o uso de *Cyperus* com resultados de eficiência na conversão enzimática dos carboidratos em etanol.

Kouwanou *et al.* (2019) desenvolveram um estudo com o uso da *Typha* para a produção de bioetanol, indicando também o potencial desta espécie na geração de energia. Da mesma forma, Santos *et al.* (2018) examinaram a pirólise de *Eichhornia*, mostrando que a conversão térmica da biomassa em bio-óleo pode ser uma fonte viável de bioeletricidade.

## 2.5 APLICAÇÕES DE *WETLANDS* NA MELHORIA DA QUALIDADE HÍDRICA

Para demonstrar a eficácia de *wetlands* na restauração da qualidade hídrica, foram escolhidos três casos que exemplificam a situação antes da intervenção, as alternativas adotadas e os resultados após a aplicação das técnicas de restauração. O primeiro caso é do rio Bésos, um rio urbano da Espanha que possui semelhanças ao objeto de estudo da presente pesquisa. O segundo é o rio Min, na China, onde tecnologias baseadas no uso de macrófitas foram utilizadas para o tratamento de um rio canalizado. O terceiro exemplo envolve o uso de *wetlands* naturais para os pós-tratamento do lixiviado do antigo Aterro (Caximba) em Curitiba, PR, Brasil. Nos dois primeiros casos, a intervenção resultou na ressignificação social dos ambientes restaurados, com a criação de parques lineares e áreas de passeio público ao longo das margens dos rios. O terceiro caso é particularmente relevante, pois, além de ser no Brasil, envolve a mesma bacia hidrográfica estudada nesta pesquisa.

### 2.5.1 Rio Besos – Barcelona, Espanha

A primeira aplicação analisada é a do rio Besòs, que flui através de uma área urbana de Barcelona, Espanha, caracterizada geomorfologicamente como uma planície de inundação. Entre 1955 e 1980, essa região experimentou um crescimento populacional descontrolado. Após uma enchente em 1962, que causou mortes e grandes danos, o governo espanhol decidiu canalizar o rio, uma obra concluída em 1975. Essa canalização incentivou o crescimento urbano, predominantemente de comunidades de baixa renda (Prize, 2008).

Como resultado da urbanização acelerada (FIGURA 15A), a qualidade da água do rio Besòs deteriorou-se devido aos despejos de águas residuais industriais e urbanas no canal. Conseqüentemente, o rio tornou-se um dos mais poluídos da Espanha, com seu fluxo durante períodos de seca consistindo quase exclusivamente de águas residuais, contendo altas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, o que gerava grandes nuvens de espuma e odores desagradáveis (Prize, 2008).

Quando o canal estava prestes a se transformar em um esgoto a céu aberto, em 1962, a administração local decidiu iniciar um processo de restauração do rio. Inicialmente, foram construídas Estações de Tratamento de Efluentes (ETEs) na bacia hidrográfica do rio Besòs, mas essas medidas não resultaram em melhorias

significativas na qualidade da água. Por isso, foram implementadas *wetlands* nas margens do rio (FIGURA 15B), cobrindo uma área de 9 ha, que funcionariam como pós-tratamento das ETEs, reduzindo a velocidade do fluxo e melhorando a qualidade hídrica do rio. Além disso, parques urbanos foram implantados na planície de inundação, visando restaurar o leito natural do rio, tornando-o sinuoso e removendo as residências em áreas de risco (Prize, 2008).

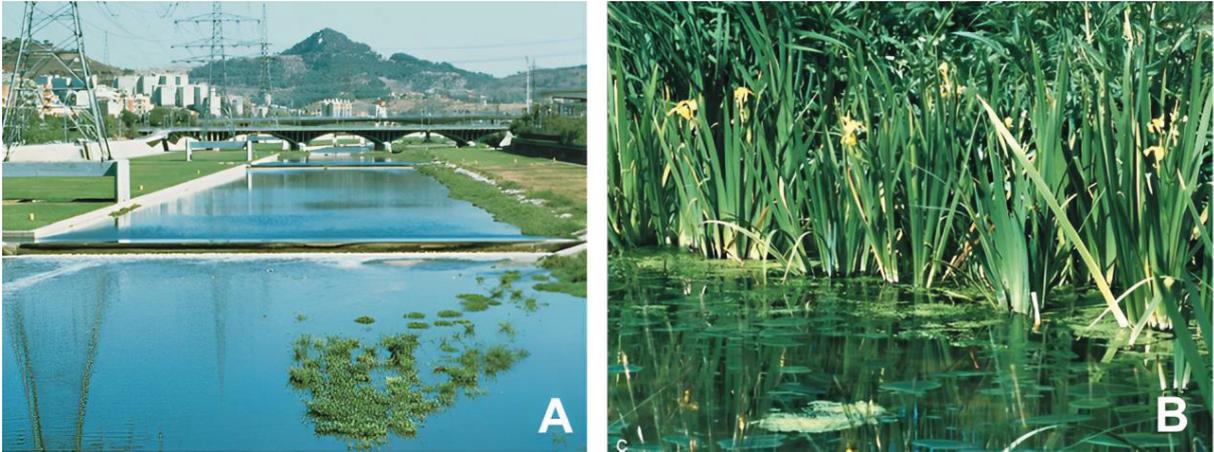
FIGURA 15 – VISTA AÉREA DAS MARGENS DO RIO BÉSOS. A) URBANIZAÇÃO ACELERADA ANTES DA IMPLEMENTAÇÃO DE WETLANDS. B) ANTES DA IMPLEMENTAÇÃO DE WETLANDS



FONTE: Prize (2008)

De acordo com Prize (2008), nas *wetlands*, a espécie de macrófita aquática escolhida predominantemente foi *Phragmites australis* (FIGURA 16A) uma macrófita emergente que cresce naturalmente nas margens dos rios mediterrâneos. Entretanto, em menor proporção, também foi adicionada *Typha latifolia* (FIGURA 16B).

FIGURA 16 – VEGETAÇÃO UTILIZADAS NAS WETLANDS ÀS MARGENS DO RIO BÉSOS.  
A) *Phragmites australis*. B) *Typha latifolia*



FONTE: Prize (2008)

As medições realizadas a jusante das *wetlands* revelaram uma melhoria significativa na qualidade das águas do rio Besòs. A intervenção também teve sucesso social, com os parques urbanos (FIGURA 17) sendo bem aceitos e adotados pela comunidade. Além disso, foi observado o retorno da rota de migração das aves sobre o rio (Prize, 2008).

FIGURA 17 – REGIÃO DO RIO BÉSOS NA ÁREA METROPOLITANA DE BARCELONA.  
A-D) PARQUES LINEARES CONSTRUÍDOS ÀS SUAS MARGENS



FONTE: Barcelona Metropolitan (2022)

### 2.5.2 Bacia Hidrográfica do rio Min – Fuzhou, China

O segundo exemplo de restauração refere-se ao canal da cidade de Fuzhou, na China, localizado na bacia hidrográfica do rio Min. Com uma população de aproximadamente três milhões de habitantes, Fuzhou enfrentou graves problemas de poluição em seus canais, que estavam repletos de resíduos sólidos urbanos, esgoto bruto e sedimentos (FIGURA 18). Esse quadro foi agravado pelo despejo de esgoto doméstico não tratado, proveniente de cerca de 12 mil pessoas, resultando em odores extremamente desagradáveis nas áreas adjacentes ao canal (ZHU, WANG, LI, CHEN; 2009).

FIGURA 18 – CANAL DA CIDADE DE FUZHOU LOCALIZADO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MIN, CHINA. A-B) ANTES DA INTERVENÇÃO



FONTE: Cyclifer (2002)

Em resposta à poluição severa no canal de Fuzhou, na China, o governo local adotou uma solução inovadora para a época e de baixo custo para o tratamento das águas. Em vez de construir uma instalação de tratamento de esgoto convencional, foram implementadas 12.000 plantas pertencentes a 20 espécies nativas diretamente no canal, formando um "jardim funcional" (FIGURA 19A). Esse método representou apenas um oitavo do custo de um sistema tradicional de tratamento de esgoto (Zhu, Wang, Li, Chen; 2009).

As zonas das raízes das plantas, juntamente com os substratos utilizados, proporcionaram uma superfície biofisicamente necessária para o tratamento biológico das águas residuais. Após um ano de operação, as águas do canal apresentaram transparência, ausência de odores desagradáveis e uma população considerável de peixes (Zhu, Wang, Li, Chen; 2009).

Além disso, foi construído um passeio ao longo do canal (FIGURA 19B e FIGURA 19C), transformando a área em um espaço recreativo para a comunidade. Essa intervenção não apenas alcançou as metas de qualidade da água, mas também permitiu aos moradores observarem borboletas e aves pela primeira vez. A melhoria na qualidade da água foi evidente, com os níveis de amônia reduzidos de 80 ppm para 10 a 15 ppm, a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) diminuída de 150 mg/L para 15 mg/L, e o nível de Oxigênio Dissolvido (OD) aumentou de 0,3 a 0,5 mg/L para 6 mg/L (Zhu, Wang, Li, Chen; 2009).

FIGURA 19 – CANAL DA CIDADE DE FUZHOU LOCALIZADO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MIN, CHINA, APÓS INTERVENÇÃO. A) DETALHE DAS PLANTAS USADAS NO JARDIM FUNCIONAL. B-C) DETALHE DOS PASSEIOS CONSTRUÍDOS AO LONGO DO CANAL



FONTE: Cyclifer (2002)

### 2.5.3 Lixiviado do Aterro Sanitário do Caximba – Curitiba, Brasil

O terceiro exemplo aborda a utilização de um sistema de *wetlands* naturais em série para o pós-tratamento do lixiviado do antigo Aterro Sanitário de Curitiba. As informações relacionadas a este caso foram obtidas a partir dos estudos de Kitamura e Maranhão (2015) e de Cavalheiro, Amorim, Preussler e Maranhão (2014).

Por aproximadamente 20 anos, Curitiba e outras 17 cidades da região metropolitana depositaram seus resíduos no Aterro Sanitário de Curitiba, que foi desativado em outubro de 2010. Durante esse período, o lixiviado era submetido a um processo de tratamento que incluía a captação em tanques de equalização, seguida por tratamento em lagoas anaeróbias e, posteriormente, em lagoas facultativas, como ilustrado na FIGURA 20.

FIGURA 20 – VISÃO GERAL DO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA, DESTACANDO O SISTEMA DE TRATAMENTO DO LIXIVIADO



FONTE: UNILIVRE (2024)

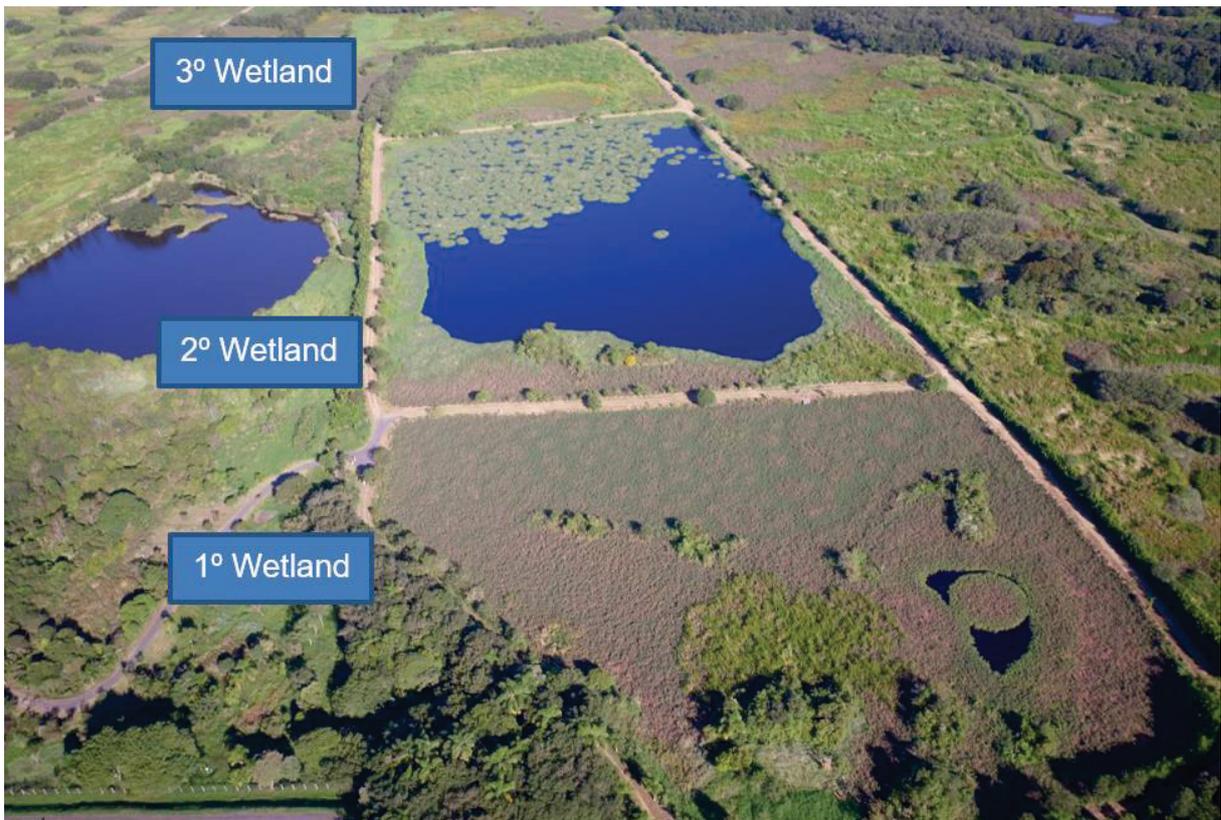
Esta figura também mostra, ao fundo, as duas células de disposição dos resíduos do aterro desativado. Até janeiro de 2011, o lixiviado, após tratamento convencional, era direcionado diretamente ao rio Iguaçu; no entanto, a partir dessa

data, foi implementado um sistema composto por três *wetlands* para o pós-tratamento do lixiviado.

A primeira área de *wetland* possui 15.424 m<sup>2</sup> e um Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) de 31 dias. A segunda área apresenta 35.724 m<sup>2</sup> e um TDH de 84 dias, enquanto a terceira abrange 19.993 m<sup>2</sup> com um TDH de 35 dias. A FIGURA 21 ilustra as três *wetlands*, destacando a vegetação predominante em cada uma delas: a primeira é dominada por *Echinochloa polystachya*, a segunda por *Alternanthera philoxeroides* e a terceira por *Eichhornia crassipes*.

Pesquisas realizadas ao longo dos anos indicam a ocorrência de um processo de sucessão ecológica natural, no qual uma espécie vegetal gradualmente substitui outra. Um exemplo desse fenômeno é o surgimento de *Typha domingensis* principalmente na terceira *wetland*.

FIGURA 21 – IMAGEM AÉREA DAS WETLANDS SEQUENCIAIS UTILIZADAS NO TRATAMENTO DO LIXIVIADO NO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA



FONTE: Adaptado de UNILIVRE (2024)

Em relação ao desempenho das *wetlands*, durante o período monitorado de dois anos, foi observada uma redução em todos os parâmetros químicos analisados. Os parâmetros e suas respectivas eficiências de remoção são:

- Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO): redução entre 37% e 78%;
- Demanda Química de Oxigênio (DQO): redução entre 36% e 57%;
- Nitrogênio Amoniacal (NA): redução entre 88% e 97%;
- Nitrogênio Total (NT): redução entre 68% e 99%;
- Fósforo (P): redução entre 47% e 81%.

Após o tratamento nas três *wetlands*, o efluente é direcionado ao Rio Iguaçu. A FIGURA 22 ilustra a extremidade da terceira *wetland*, onde o efluente tratado é despejado antes de entrar no Rio Iguaçu.

FIGURA 22 – DESCARREGAMENTO DO EFLUENTE NA EXTREMIDADE DA TERCEIRA WETLAND, ONDE O EFLUENTE TRATADO É DESPEJADO ANTES DE ENTRAR NO RIO IGUAÇU



FONTE: Adaptado de UNILIVRE (2024)

A eficácia do tratamento do efluente do aterro é evidenciada pela redução dos parâmetros avaliados. Além disso, a vegetação demonstrou capacidade de adaptação

às diferentes condições ambientais ao longo dos anos, mantendo a remoção de poluentes por meio da fitorremediação.

Considerando que esta área está em estreita proximidade com o campo de estudo desta pesquisa e faz parte do escopo do projeto do qual esta pesquisa emergiu, foi realizada uma visita técnica para observar o funcionamento do tratamento do lixiviado gerado no aterro desativado. Embora as vazões atuais sejam extremamente baixas em comparação com os primeiros anos após o encerramento, a visita permitiu avaliar o desempenho contínuo do sistema de tratamento.

No local, observa-se a continuidade do processo de sucessão ecológica, manifestado principalmente pela dinâmica da vegetação. As macrófitas que diminuem ou cessam sua presença na *wetland* eventualmente entram em decomposição, proporcionando substrato para a colonização e desenvolvimento de novas espécies vegetais. As imagens registradas na data da visita, 03/04/2023, e apresentadas na FIGURA 23, demonstram a resiliência do sistema ao longo de 12 anos de operação.

FIGURA 23 – ASPECTOS DAS *WETLANDS* UTILIZADAS PARA TRATAMENTO DO LIXIVIADO NO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA. A-B) VEGETAÇÃO ORIGINAL



FONTE: Autor (2023)

## 2.6 TRABALHOS SEMELHANTES NA ÁREA DE ESTUDO

Ainda para evidenciar a relevância do uso de *wetlands* na restauração ambiental e estabelecer um marco teórico e fundamentos metodológicos, também serão apresentados estudos semelhantes realizados na mesma temática da presente pesquisa. O Quadro 4 foi elaborado para fornecer uma apresentação concisa e clara desses estudos, incluindo as seguintes informações: autor(es), título, resumo, principais resultados e ano de publicação.

QUADRO 4 – SÍNTESE DE TRABALHOS SIMILARES À PRESENTE PESQUISA, INCLUINDO FONTE, TÍTULO, RESUMO, PRINCIPAIS RESULTADOS

Fonte (s)	Título	Resumo	Principais resultados
Iwamura, 2011	Proposta de Revitalização Paisagística de Cavas da Bacia do Rio Iguaçu na Região Metropolitana de Curitiba	A pesquisa visa analisar e propor diretrizes para a revitalização de cavas de areia na bacia do Rio Iguaçu, na RMC. A proposta paisagística considera aspectos multidisciplinares, abordando questões ambientais, socioeconômicas e de ocupação irregular.	O diagnóstico da água mostrou conformidade com padrões de águas doces, embora com algumas exceções. O Índice de Qualidade da Água (IQA) indicou qualidade hídrica média. A proposta inclui extração mineral controlada, recuperação da mata ciliar, criação de <i>wetlands</i> , amortecimento, recreação pública e atividades de pesquisa/educação ambiental.
Yamamoto, 2012	<i>Wetlands</i> na Região Metropolitana de Curitiba - PR: Gestão e Desafios	A pesquisa avalia a eficácia das políticas públicas para o uso sustentável do solo, destacando falhas em alguns instrumentos e a importância da gestão de <i>wetlands</i> para a qualidade hídrica. Propõe a abordagem GTP (Gestão de Território e Políticas) para a avaliação qualitativa e quantitativa de <i>wetlands</i> urbanos, usando a bacia do Alto Iguaçu como estudo de caso.	A gestão eficaz deve equilibrar conservação e recuperação, considerando a qualidade da água proporcionada pelas <i>wetlands</i> . A ocupação urbana interfere nessas áreas, e o uso das cavas é promissor para melhorar a qualidade da água em áreas urbanas, oferecendo benefícios ambientais, sociais e econômicos.
Kramer, 2012	Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu: Caracterização Física e Química e Determinação de Diclofenaco, Ibuprofeno e Paracetamol	A pesquisa focou na caracterização física e química, matéria orgânica dissolvida e poluentes ambientais, como fármacos, na Bacia do Alto Iguaçu, especialmente nos rios Belém, Barigui, Iguaçu, Irai e Atuba na RMC.	Quatro amostragens mostraram forte influência de esgoto não tratado, com altos níveis de nutrientes e matéria orgânica. A presença significativa de fármacos como ibuprofeno, paracetamol e diclofenaco indica contaminação e destaca a necessidade de monitoramento e ações para reduzir a poluição.
Coelho <i>et al.</i> , 2017	Validade Estatística de Séries Históricas de Qualidade da Água em Bacias Urbanas	O monitoramento de recursos hídricos exige análise estatística de séries históricas, considerando aleatoriedade, homogeneidade, independência e estacionalidade. Na Bacia do Alto Iguaçu, 15%, 26%, 51% e 31% das séries foram rejeitadas para esses critérios, respectivamente.	Os resultados destacam a influência das estratégias de monitoramento, abordagem dos dados e conformidade com pressupostos na análise de séries de qualidade da água. Estratégias de monitoramento com frequências irregulares e limitações temporais representam desafios para a implementação eficaz.
Scipioni, 2018	Avaliação da Interferência Antrópica na Bacia do Alto e Médio Iguaçu, Utilizando Contaminantes Emergentes como Indicadores de Qualidade da Água	O estudo avaliou a concentração de contaminantes emergentes em pontos das bacias do Alto e Médio Iguaçu. A análise dos compostos foi realizada por cromatografia líquida e gasosa, com extração dos contaminantes em fase sólida.	Contaminantes aumentaram devido ao rio Atuba e à Estação de Tratamento de Esgoto. Destacam-se alta frequência de cafeína (82%) e presença de Triclosan (97%). Ibuprofeno foi o fármaco mais prevalente (30%), evidenciando degradação do rio e a necessidade de monitoramento.

Fonte (s)	Título	Resumo	Principais resultados
Souza, 2020	Efeito das Práticas Agroecológicas sobre a Conservação de Águas nas Bacias Hidrográficas do Alto Iguaçu e Afluentes do Ribeira	A pesquisa busca compreender as relações entre a produção agroecológica, o manejo do solo e a percepção ambiental dos agricultores. Utiliza métodos interdisciplinares, incluindo pesquisa participante e diagnóstico ambiental, destacando a importância do manejo agroecológico na conservação de recursos hídricos e sugerindo políticas públicas e ações de ecoformação.	Os resultados indicam conformidade com a legislação ambiental nas propriedades agroecológicas, com excedentes florestais. A percepção dos agricultores demonstra padrões proativos na conservação hídrica. O manejo agroecológico melhora as dinâmicas hidrológicas e a recarga de lençóis freáticos, ressaltando a necessidade de políticas públicas para promover essa prática em regiões de mananciais.
Almeida, 2020	Classificação de Corpos D'água com Base na Integração Água-Sedimento: Estratégias para Nova Visão de Enquadramento	O estudo propõe uma classificação para rios urbanos na bacia do Alto Iguaçu, Curitiba, integrando análises de sedimento e coluna d'água. O monitoramento trimestral avaliou parâmetros como matéria orgânica, fósforo, nitrogênio e metais.	Desenvolveu-se uma nova ferramenta de integração que reflete a condição do rio, considerando análises da água e do sedimento. A ferramenta visa preservar a qualidade dos recursos hídricos e oferecer suporte aos gestores na tomada de decisões relacionadas à gestão desses recursos.
Santos, 2021	Monitoramento Ambiental dos Solos da Planície e Sedimentos de Margem da Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu – PR, Brasil	O estudo avaliou a qualidade ambiental na planície de inundação da Bacia do Alto Iguaçu entre 2017 e 2019, focando em Elementos Potencialmente Tóxicos (EPT). Utilizou parâmetros geoambientais, morfométricos e análises químicas, físicas e mineralógicas de solo e sedimentos.	Foi identificada a morfoestrutura da bacia e suas vulnerabilidades ambientais, com uma correlação significativa entre teores de Elementos Potencialmente Tóxicos (EPT) e a fração silte em sedimentos, especialmente em áreas urbanas e industriais. O crescimento urbano reduz corpos d'água e aumenta eventos de inundação. Recomenda-se implementar medidas de gerenciamento e definir valores de referência para avaliações mais precisas no Paraná.
Silva, 2021	Proposta de Áreas Prioritárias Interligando Unidades de Conservação do Alto Iguaçu - PR	O estudo propõe a identificação de corredores ecológicos na Bacia do Alto Iguaçu, Paraná, utilizando metodologia de multicritérios. Avalia tipologia vegetal, uso do solo e características do solo para estabelecer cinco corredores conectando unidades de conservação.	A metodologia de multicritérios eficazmente identificou áreas prioritárias para conservação. Recomenda-se combinar essa abordagem com outros dados para maior precisão. A criação de corredores, considerando diversos critérios e aspectos sociais, apoia a preservação da biodiversidade e envolve a comunidade na resolução de conflitos locais

FONTE: Autor

A revisão de literatura realizada permitiu identificar a relevância de estudos anteriores na região da Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu e suas contribuições para as pesquisas em andamento. Os trabalhos de Iwamura (2011) e Yamamoto (2012) são particularmente destacados por evidenciarem o interesse crescente em áreas de estudo semelhantes ao abordado nesta pesquisa. Apesar de serem iniciativas iniciadas há mais de uma década, essas investigações continuam a ser pertinentes devido à crescente valorização de temas relacionados à sustentabilidade e soluções baseadas na natureza. Esses fatores têm impulsionado a realização de novos estudos e investimentos, como é o caso do Projeto de Reservas Hídricas do Rio Iguaçu, ao qual esta pesquisa emergiu.

As pesquisas identificadas abordam uma ampla gama de aspectos relacionados à qualidade da água, às interações ambientais e à conservação da Bacia do Alto Iguaçu. Almeida (2020) e Coelho et al. (2017) discutem a qualidade da água na bacia, fornecendo dados para o monitoramento e a identificação de fontes de contaminação. Kramer (2012) apresenta uma análise sobre compostos emergentes nos corpos d'água, um tema de crescente relevância devido aos impactos potenciais desses compostos na saúde humana e ambiental. Complementarmente, Santos (2021) explora a presença de contaminantes no solo e em sedimentos, ampliando a compreensão sobre as dinâmicas de contaminação na bacia hidrográfica.

Ademais, os efeitos das atividades antrópicas sobre a qualidade da água e suas consequências foram abordados por Scipioni (2018), que investigou as variações químicas provocadas por essas intervenções. Estratégias para mitigar tais impactos também foram discutidas. Souza (2020) propõe a adoção de práticas agroecológicas como uma medida efetiva para minimizar os impactos ambientais, enquanto Silva (2021) enfatiza a importância da criação de corredores ecológicos para promover a preservação da biodiversidade e a manutenção dos serviços ecossistêmicos na região.

A análise conjunta desses trabalhos revela a complexidade do cenário enfrentado pela Bacia do Alto Iguaçu e a importância de abordagens integradas para a gestão de recursos hídricos. A integração de estratégias de monitoramento, conservação e gestão são essenciais para enfrentar os desafios impostos pela contaminação hídrica e a pressão ambiental na região metropolitana de Curitiba. Em síntese, a literatura analisada reforça a necessidade de soluções sustentáveis que conciliem as demandas socioeconômicas com a conservação ambiental.

### 3 METODOLOGIA

A metodologia utilizada no desenvolvimento desta pesquisa caracteriza-se por seu enfoque multimetodológico, englobando abordagens descritiva, explicativa, estudo de caso e aplicada. A pesquisa é descritiva, pois visa detalhar e descrever a situação atual das cavas, a hidromorfologia, as interferências antropológicas e as características da vegetação. Ela é também explicativa, uma vez que não se limita à descrição, mas investiga as causas e efeitos das condições atuais e das soluções propostas, como a restauração ecológica com o uso de *wetlands*, buscando entender as razões inerentes aos problemas identificados e as possíveis soluções para melhorar a qualidade da água.

Além disso, a pesquisa adota a abordagem de estudo de caso, focando especificamente na área das cavas e na aplicação de *wetlands* para o tratamento da água. Este estudo detalha a situação única dessa área, incluindo a análise de dados históricos, a caracterização atual e as diretrizes para o uso futuro. Por fim, a pesquisa é aplicada no sentido de que busca desenvolver e propor recomendações práticas para o uso de *wetlands* no tratamento da água, com foco na aplicação de soluções e estratégias para resolver problemas ambientais específicos.

#### 3.1 ÁREA DE ESTUDO

Para a definição da área de estudo, foi analisado o perímetro da Área de Interesse Especial Regional do Iguaçu (AIERI), estabelecida pelo Decreto Estadual nº 3.742/2008 (Paraná, 2008). Dada a vasta extensão da AIERI, foi determinada uma delimitação mais específica, compreendida entre o rio Iraí e o canal extravasor, abrangendo a área entre a Avenida Iraí e a BR-277, adjacente à Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Atuba Sul. A extremidade sudoeste dessa área delimitada corresponde ao ponto de convergência dos rios Iraí e Atuba, próximo ao início do rio Iguaçu, conforme ilustrado na FIGURA 24.

Esta área é monitorada pela Sanepar, o que a torna adequada para a análise proposta por esta pesquisa. A presença de assentamentos urbanos em seu entorno e a proximidade com a ETE proporcionam um cenário diversificado, ideal para a avaliação dos desafios associados à implantação, gestão e manutenção das *wetlands* presentes.

FIGURA 24 – LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

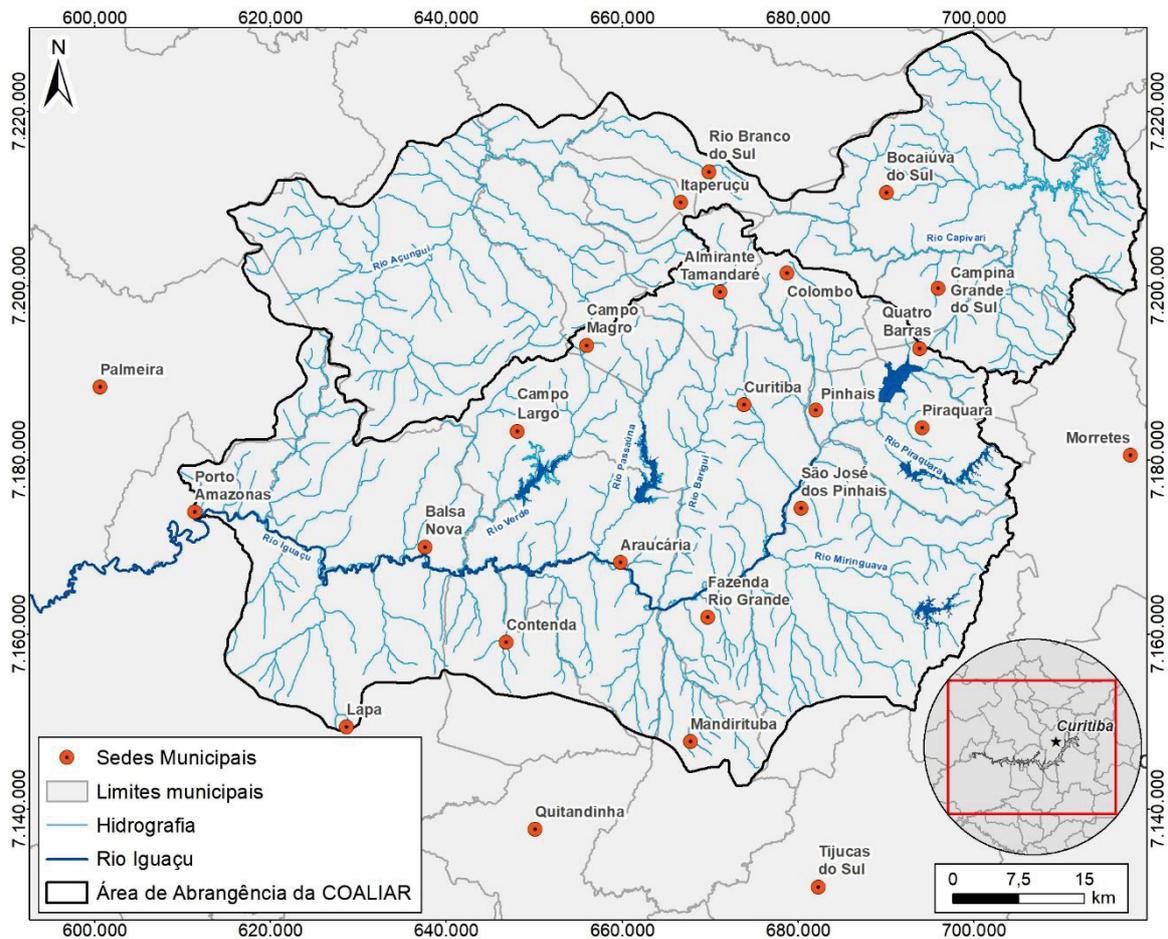


FONTE: Autor

A área de estudo está inserida na Bacia Hidrográfica do Iguaçu, que cobre uma extensão total de 70.800 km<sup>2</sup>, dos quais 55.024 km<sup>2</sup> estão localizados no estado do Paraná, abrangendo aproximadamente 4,5 milhões de habitantes. A Bacia Hidrográfica do Iguaçu é dividida em três Unidades Hidrográficas de Gestão de Recursos Hídricos, conforme estabelecido pela Resolução nº 49/2006/CERH/PR (Paraná, 2006): Baixo Iguaçu, Médio Iguaçu e Alto Iguaçu. Esta última, juntamente com a Bacia do Ribeira, é uma das áreas abrangidas pelo estudo desta pesquisa (SEMA, 2013).

Os recursos hídricos da bacia são gerenciados pelo Comitê das Bacias do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira (COALIAR), criado pelo Decreto Estadual nº 5.878/2005 (Paraná, 2005). A FIGURA 25 ilustra a área de atuação do COALIAR.

FIGURA 25 – ÁREA DE ABRANGENCIA DO COMITÊ DAS BACIAS DO ALTO IGUAÇU E AFLUENTES DO ALTO RIBEIRA (COALIAR)

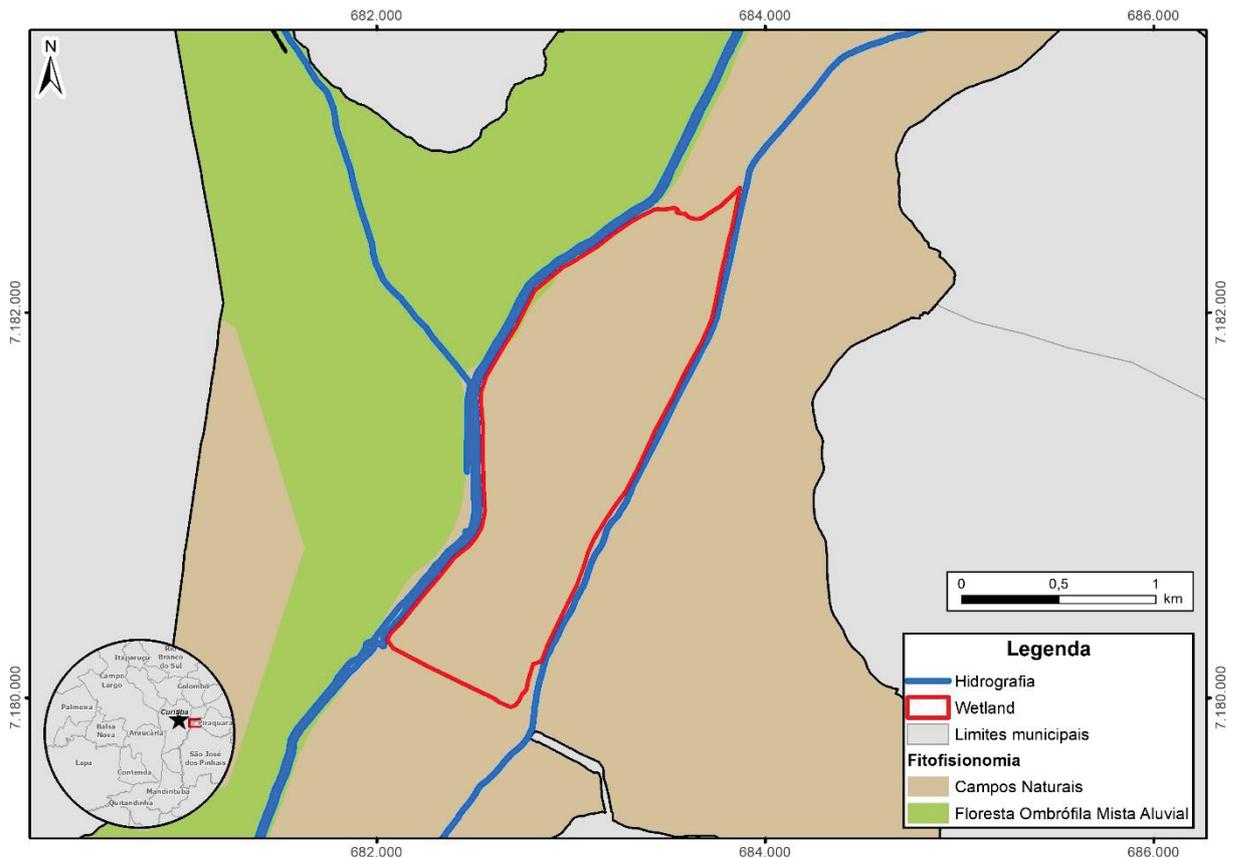


FONTE: Adaptado do IAT (2023)

A Bacia do Alto Iguaçu é caracterizada pela presença de diversos rios que desempenham um papel essencial na região. Ela é composta por um total de 39 sub-bacias distintas, abrangendo uma área de aproximadamente 2.881,73 km<sup>2</sup> (SUDERHSA, 2007). Entre os rios mais importantes dessa bacia estão o rio Iraí, o rio Piraquara, o rio Miringuava, o rio Atuba, o rio Belém, o rio Barigui, o rio Passaúna e o rio Verde.

Quanto ao clima da região, de acordo com a classificação de Köppen (2013) e Alvares *et al.* (2013), a Bacia do Alto Iguaçu está sob a influência do clima Cfb, que é caracterizado como temperado, superúmido e mesotérmico, com verões frescos e invernos rigorosos. Durante o inverno, são frequentes as geadas e, ocasionalmente, a ocorrência de neve. A vegetação predominante na área é a Floresta Ombrófila Mista (Floresta com Araucária), com alguns fragmentos de campos (estepes), conforme ilustrado na FIGURA 26.

FIGURA 26 – FITOFISSIONOMIA DA ÁREA DE ESTUDO E ENTORNO



FONTE: Elaborado com base em IAT (2023)

Além disso, a extração mineral tem impactado a fitofisionomia natural na zona ripária do Alto Iguaçu, incluindo a Floresta Ombrófila Mista Aluvial e as Formações Pioneiras com Influência Fluvial. Essa vegetação está intimamente associada às condições de saturação hídrica dos solos de planície e à geomorfologia fluvial (COMEC, 2013).

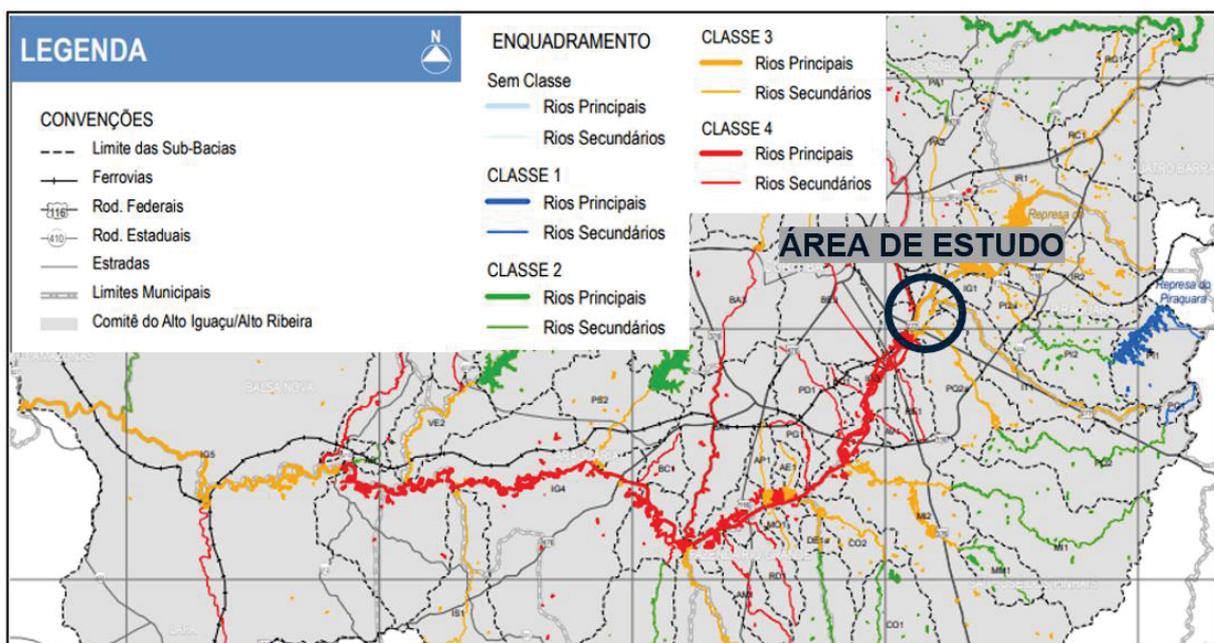
Condições particularmente prejudiciais para a vegetação ao longo do rio Iguaçu, na Região Metropolitana de Curitiba, foram observadas pela COMEC (2013) nos trechos dos municípios de Curitiba, Pinhais e São José dos Pinhais. Nessas áreas, a vegetação campestre típica praticamente desapareceu, restando apenas pequenos fragmentos de vegetação secundária, frequentemente contaminados por espécies exóticas invasoras e com características originais severamente alteradas.

No que tange à qualidade da água na bacia hidrográfica, o rio Iguaçu já apresenta sinais de contaminação desde sua formação na confluência do rio Iraí com o Atuba. Essa contaminação é atribuída a contribuições de poluentes provenientes de seus afluentes nos municípios de Curitiba, Pinhais e São José dos Pinhais, incluindo

descargas da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), transporte de poluentes difusos, efluentes domésticos e lançamentos industriais.

Esse cenário de degradação não é recente, sendo corroborado pelo relatório sobre a qualidade das águas do Alto Iguaçu na RMC entre 2010 e 2018 (IAT, 2018). O relatório utilizou o enquadramento dos corpos hídricos com base em seus usos preponderantes, conforme estabelecido pelo Plano de Recursos Hídricos, um instrumento de planejamento previsto na Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei Federal nº 9.433/1997) e nas políticas estaduais de recursos hídricos, de acordo com a Agência Nacional de Águas (ANA). O Comitê das Bacias do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira (COALIAR) introduziu um novo enquadramento para os rios da bacia, aprovado pelo Conselho Estadual de Recursos Hídricos por meio da Resolução COALIAR 04, datada de 11 de julho de 2013, que substituiu a Portaria 20/1992 da Superintendência de Recursos Hídricos e Meio Ambiente (SUREHMA). Os resultados deste novo enquadramento estão ilustrados na FIGURA 27.

FIGURA 27 – ENQUADRAMENTO DA QUALIDADE DE ÁGUA DOS CORPOS HÍDRICOS GERIDOS PELO COALIAR



FONTE: Adaptado de COALIAR (2013)

A delimitação da área de estudo foi fundamental para focar a análise em uma região com características específicas e pertinentes aos objetivos da pesquisa. A inclusão de assentamentos urbanos e a presença da Estação de Tratamento de

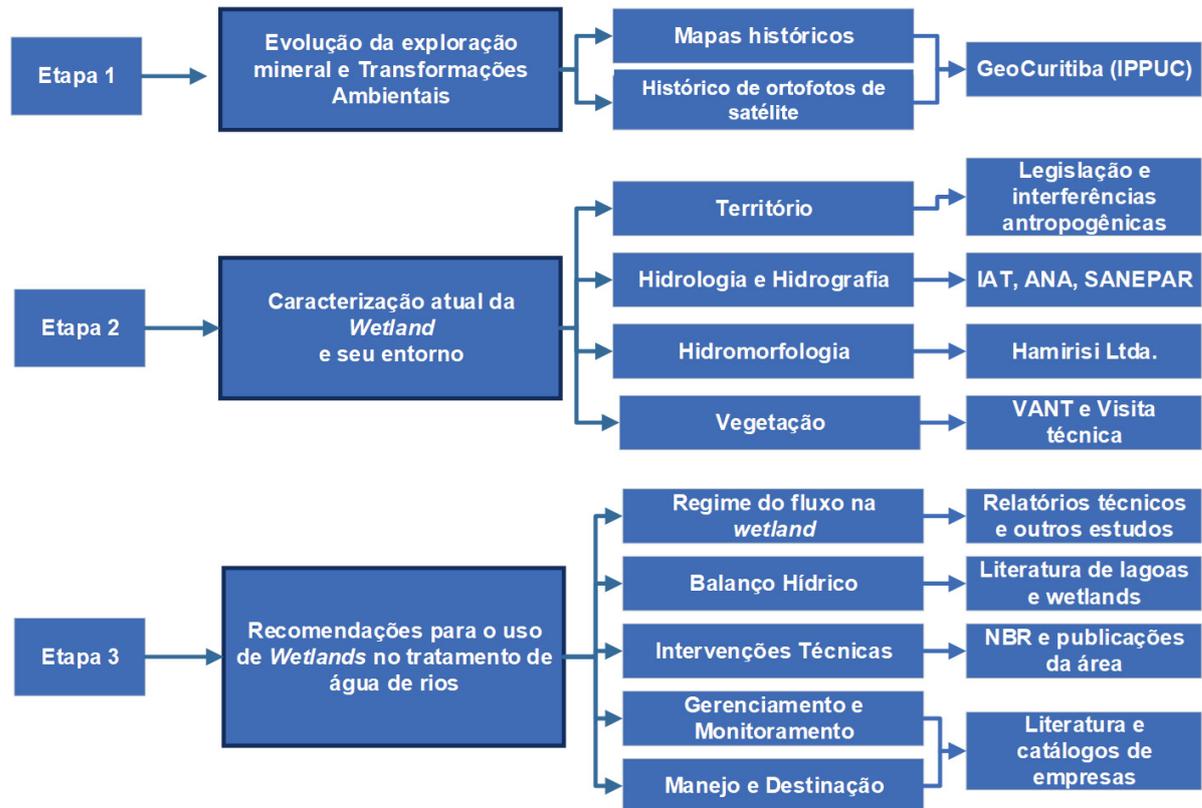
Esgoto (ETE) proporcionam uma variedade de cenários e usos que enriquecem a análise. Essa diversidade de contextos permite uma avaliação dos desafios relacionados ao uso de *wetlands* formadas em áreas de extração mineral para a melhoria da qualidade da água dos rios. O cenário exige a consideração simultânea das necessidades ambientais e socioeconômicas, abrangendo tanto a preservação dos ecossistemas naturais quanto o desenvolvimento econômico local.

### 3.2 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

Os procedimentos metodológicos empregados na pesquisa incluem a superposição de mapas (Silva, 2022), análise hidrológica (SANEPAR, 2023) e métodos qualitativos e quantitativos para a coleta e análise de dados (Creswell; Plano Clark, 2017). Também é utilizado a aplicação do sistema tripolar GTP (Geossistema, Território e Paisagem) proposto por Bertrand e Bertrand (2007), e métodos de avaliação de impactos ambientais como o Redes de Interação de Silva *et al.* (2022).

Com a combinação destas propostas metodológicas, foi possível obter uma análise sob diferentes aspectos, dos quais foram divididos em etapas, apresentado em forma de fluxograma na FIGURA 28, o qual detalha as etapas utilizadas para alcançar cada objetivo, suas correlações e as fontes de informação utilizadas e/ou consideradas para cada conclusão obtida.

FIGURA 28 – FLUXOGRAMA REPRESENTANDO A ESTRUTURA DA METODOLOGIA ADOTADA



FONTE: Autor

A etapa 1 tratou da evolução da exploração mineral e transformações ambientais da área de estudo. Os materiais utilizados foram históricos de mapas e de ortofotos de satélite, com o objetivo de se obter o processo e o período necessário para que as áreas exploradas se transformassem na configuração semelhante a atual, desenvolvida na etapa seguinte.

A etapa 2 incluiu uma caracterização do estado atual das *wetlands* e seu entorno, nos parâmetros hidrológicos, antropológicos, vegetal, mineral e hidromorfológico. O levantamento destas características subsidiou a etapa subsequente com dados específicos para a área de estudo.

A etapa 3 envolveu a formulação e compilação de recomendações para o uso de *wetlands* no tratamento de água de rios, abordando tópicos como o regime do fluxo da entrada de água, balanço hídrico, intervenções técnicas necessárias visando otimizar o desempenho das *wetlands* na melhora da qualidade da água, o gerenciamento e monitoramento das *wetlands*, e o manejo e destinação das macrófitas.

### 3.2.1 Etapa 1: Avaliação do histórico da exploração mineral

Para avaliar o histórico da exploração mineral na área de estudo, visando à determinação do ponto inicial do processo de transformação das cavas em *wetlands* naturais, foram realizadas buscas em bases de dados que compilam séries históricas de imagens de satélite com resolução adequada para análises visuais e comparativas. A plataforma GeoCuritiba, mantida pelo Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano de Curitiba (IPPUC) em colaboração com a Prefeitura Municipal de Curitiba (PMC), foi acessada em 5 de junho de 2024. Esta plataforma fornece uma base de dados proveniente de diversas Secretarias e Autarquias municipais.

Foi utilizado a camada mais antiga disponível na plataforma para a área de estudo, correspondente a um mapa de 1976, oriundo da Coordenação da Região Metropolitana de Curitiba (COMEC). Outras camadas de imagens utilizadas incluíram outro mapa de 1979, e ortofotos dos anos de 1990, 1999, 2002 e 2005. Para cada camada selecionada, utilizou-se a ferramenta de plotagem de mapas da plataforma para gerar as imagens, que foram posteriormente submetidas a avaliações comparativas.

Foi elaborada uma descrição detalhada para cada imagem selecionada, abordando as alterações visíveis e relevantes para o estudo, como a presença ou ausência de cavas de extração de areia, arruamentos, assentamentos urbanos, e lâminas de água livres ou cobertas por macrófitas. Com base nessas descrições, realizou-se uma análise comparativa entre as imagens para identificar e documentar as mudanças ocorridas ao longo do tempo, com o objetivo de apoiar a conclusão sobre o desenvolvimento da área entre 1976 e 2005.

Para facilitar a compreensão das análises, foi estruturada uma linha do tempo com as imagens derivadas de mapas e ortofotos de satélite, proporcionando uma representação visual clara e informativa dos eventos temporais na área de estudo. A linha do tempo foi desenvolvida com a inclusão de marcadores visuais para destacar os anos e a área de estudo no período indicado, assegurando que as transformações na paisagem fossem documentadas e compreendidas, como, por exemplo, o desenvolvimento urbano e a evolução das características naturais.

Esta linha do tempo contribuiu para o entendimento dos processos e mudanças antropogênicas, bem como da sucessão ecológica na região, incluindo o

surgimento de macrófitas e alterações nos ciclos hidrológicos, como o enchimento ou esvaziamento das cavas, a retificação do rio Iraí e a construção do canal extravasor.

A avaliação realizada por meio da comparação das imagens históricas da área de estudo foi conciliada com o desenvolvimento econômico e urbano de Curitiba e sua região metropolitana, subsidiando a indicação da relação entre o crescimento populacional, o desenvolvimento industrial e o aumento da demanda por materiais essenciais para a construção civil, como areia e argila.

Foi realizada uma consulta aos processos minerários ativos na área de estudo, por meio da consulta ao Sistema de Informação Geográfica de Mineração (SIGMINE) da Agência Nacional de Mineração (ANM, 2023), em 14 de abril de 2023. A consulta proporcionou acesso aos polígonos dos processos minerários ativos na região, com foco nos que intersectam a área de estudo devido ao potencial impacto sobre o uso da terra e possíveis alterações futuras que podem afetar a caracterização das cavas. Cada polígono de processo mineral ativo disponível na plataforma SIGMINE da ANM fornece informações, das quais a fase atual do processo foi o alvo para subsidiar a conclusão da exploração mineral na área e ausência de mudanças provenientes desta atividade.

### 3.2.2 Etapa 2: Caracterização atual das cavas como *wetlands*

A análise realizada pelo sistema tripolar GTP focou na caracterização do estado atual das cavas, abrangendo aspectos territorial, hidrológicos, hidromorfologia e vegetação.

No escopo da avaliação territorial, foi realizada a caracterização das interferências antropogênicas, que incluiu a identificação de ocupações irregulares na área e seu entorno, a proximidade de Estações de Tratamento de Água (ETAs) e de Esgoto (ETEs), além da análise dos zoneamentos dos planos diretores municipais e das Unidades Territoriais de Planejamento (UTPs) que intersectam com a área de estudo. Esta caracterização foi possível a partir da consulta aos zoneamentos municipais, especificamente à Lei Complementar Municipal nº 107 (São José dos Pinhais, 2016), que define a legislação de uso e ocupação do solo, e à Lei Complementar nº 124 (São José dos Pinhais, 2018), que promove alteração subsequente. As zonas de interesse foram identificadas nos anexos destas leis, acessíveis através do site Leis Municipais (2023).

A área em questão está situada no município de São José dos Pinhais, sendo necessário o uso das legislações municipais que regulam e modificam o zoneamento. As informações foram obtidas no site da Agência de Assuntos Metropolitanos do Paraná (AMEP, 2023), onde foram consultados o Decreto Estadual nº 1.454 (Paraná, 1999) e suas alterações pelos Decretos Estaduais nº 11.684 (Paraná, 2014), nº 3.933 (Paraná, 2020) e nº 5.161 (Paraná, 2020), que estabelecem o zoneamento proposto pela Unidade Territorial de Planejamento (UTP) do Itaquí. Esta análise possibilitou a identificação das zonas que intersectam a área de estudo, assim como a descrição dos usos permitidos, permissíveis e proibidos, sendo comparados com as imagens de satélite disponíveis no Google Earth (2023) para avaliar o uso e ocupação do solo local e seu entorno.

Para a caracterização hidrológica, utilizou-se a base de dados do Instituto de Água e Terra (IAT, 2023), que forneceu o arquivo em formato *shapefile* contendo os nomes dos corpos hídricos na tabela de atributos. Esta base permitiu a representação gráfica da caracterização hidrológica da área de estudo.

Além disso, foi realizado um estudo hidrológico simplificado para a região, selecionando duas estações fluviométricas: a estação de Pinhais (código 65006075) e a estação Ponte BR-277 (código 65009000), uma à montante e outra à jusante respectivamente. A seleção das estações seguiu a metodologia proposta pelo Manual de Projetos de Saneamento (MPS) da SANEPAR (2023), que requer o uso de dados históricos de medição de vazão ao longo de pelo menos 25 anos, ou no mínimo 10 anos contínuos.

O QUADRO 5 apresenta as informações como a nomenclatura, código de identificação das estações fluviométricas, corpo hídrico, município, número total de anos e os anos específicos utilizados no estudo hidrológico. Ambas as estações são operadas pelo IAT, com séries históricas obtidas da base de dados da Agência Nacional de Águas (ANA) por meio do Portal HidroWeb do site do Sistema Nacional de informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH, 2023).

QUADRO 5 – DETALHAMENTO DAS ESTAÇÕES FLUVIOMÉTRICAS USADAS NO ESTUDO HIDROLÓGICO

Nome	Código	Corpo Hídrico	Município	Nº total de anos	Anos utilizados
Pinhais	65006075	Rio Iraí	Pinhais	24	1985-1994, 1996-1997, 1999-2010
Ponte BR-277	65009000	Rio Iguaçu	São José dos Pinhais	20	1985-2005

FONTE: Autor

Para garantir a qualidade dos dados, foram excluídos anos com falhas superiores a 10% dos dias, equivalente a mais de 37 dias, conforme a referência metodológica estabelecida no estudo hidrológico do MPS (SANEPAR, 2023), por isso, para a estação Pinhais (código 65006075) os anos utilizados não são contínuos. Com base nos dados dos anos selecionados, foi determinado a curva de permanência da vazão por meio do comando “percentil” e plotagem do gráfico, ambos no Microsoft Excel.

Para avaliar as chuvas sobre a região, foi selecionado a estação pluviométrica Curitiba, de código 02549006, por se localizar próximo a área de estudo. A fonte da série histórica foi a base de dados de precipitação do Instituto de Água e Terra (IAT, 2023). Os dados de medição diário foram somados e agrupados mês a mês, para se obter o valor de precipitação acumulado mensal. Para apresentação destes resultados foi plotado um hietograma de 25 anos compreendidos entre 1999 e 2023.

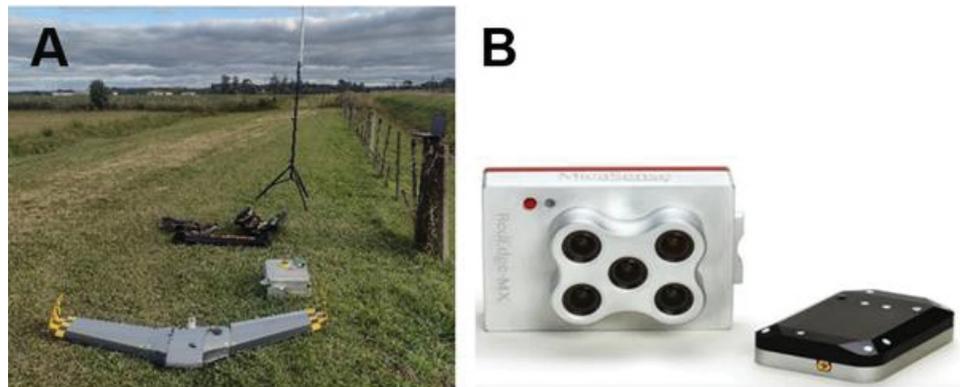
Foi elaborado um gráfico com as médias mensais dentro deste mesmo período de 25 anos, e os resultados foram discutidos com a pesquisa de Lisboa *et al.* (2024) que aborda índices pluviométricos na mesma bacia hidrográfica e mediante as características da classificação climática de Köppen-Geiger (2013).

Para determinar a hidromorfologia das *wetlands*, foram utilizados dados obtidos pelo Estudo de Balanço Hídrico das cavas na área de estudo, realizado pela empresa Hamirisi (2023). Este estudo ofereceu informações sobre a relação entre a cota da água nas cavas e seu volume, utilizando dados topobatimétricos do levantamento realizado pela empresa Caplan (2023), gerando uma avaliação da área de estudo dividida em três células, para melhor precisão do estudo, e logística na gestão do controle dos níveis de água, porém unificadas na presente pesquisa.

A caracterização da vegetação foi conduzida por uma equipe multiprofissional da UNILIVRE, composta por engenheiros civis, ambientais, cartográficos e biólogos, do qual autor desta dissertação faz parte. Primeiro foi realizado um levantamento

aerofotogramétrico com Veículo Aéreo Não Tripulado (VANT) em 05/08/2023, utilizando câmeras multiespectrais para imageamento da área, indicados na FIGURA 29.

FIGURA 29 – EQUIPAMENTOS UTILIZADOS PARA LEVANTAMENTO AEROFOTOGRAFÉTICO. A) VEÍCULO AÉREO NÃO TRIPULADO (VANT). B) CAMERA MULTIESPECTRAL



FONTE: UNILIVRE (2024)

Em seguida, foi realizada uma visita de campo em 31/01/2024 para identificação das espécies de macrófitas, focando especialmente nas áreas de maior cobertura vegetal. As informações obtidas por esses métodos foram então integradas, combinando os dados do imageamento aéreo, que permite identificação de variações de cores e alta resolução de imagem, com as espécies observadas no campo, facilitando a determinação da área coberta pelas vegetações identificadas.

### 3.2.3 Etapa 3: Fundamentação de recomendações para operação de *wetlands* na melhora da qualidade da água de rios

A metodologia empregada nesta etapa consiste em compilar e apresentar diretrizes necessárias para o uso de *wetlands* naturais formadas a partir de cavas de mineração, como parte da melhora da qualidade hídrica de rios. As diretrizes foram subdivididas em cinco segmentos, sendo elas:

- Regime de funcionamento das *wetlands*
- Balanço Hídrico
- Intervenções técnicas para a operação do sistema
- Gerenciamento e Monitoramento
- Manejo e Destinação

A identificação do regime do fluxo da água que a *wetland* operará, foi formulado por meio da variação da continuidade do fluxo de entrada e de saída, somado a documentos que descrevem o funcionamento das *wetlands* destas áreas e seus possíveis usos, como o relatório da MINEROPAR (2001), o Plano Diretor da AIERI (COMEC, 2013), e as pesquisas de Yamamoto (2012) e Iwamura (2011).

Além disso, também foram considerados relatos de funcionários de empresas mineradoras obtidos durante as visitas técnicas na área de estudo e em outras *wetlands* nas margens do rio Iguaçu no decorrer da bacia hidrográfica, descrevendo o funcionamento das *wetlands* em sua condição atual. Estes relatos foram obtidos sem um planejamento prévio, porém foram considerados importantes para o entendimento e funcionamento da área, e a determinação do regime dos fluxos. Em seguida, foi levantado os benefícios de cada regime e a proposição do mais indicado dentro do escopo de obter melhora na qualidade da água do rio.

A formulação das recomendações relativas ao balanço hídrico foi fundamentada por uma revisão da literatura sobre lagoas de estabilização e *wetlands* de fluxo superficial, a fim de adequá-las ao contexto específico desta pesquisa, que se concentra no balanço hídrico de *wetlands* formadas naturalmente em áreas de mineração. As principais referências utilizadas foram Von Sperling (2007), Dotro *et al.* (2017), Kadlec *et al.* (2000) e Kadlec e Wallace (2009).

O balanço hídrico da empresa Hamirisi (2023) foi tomado como base, recomendando-se a aplicação da metodologia de Penman-Monteith (1998) para a estimativa da evapotranspiração no cálculo do balanço hídrico. Para discutir a exclusão da vazão subterrânea no modelo de Hamirisi (2023), foram utilizados os estudos de Rocha (1996) e o Plano Estadual de Recursos Hídricos do Paraná (PERH-PR, 2007), que examina a interação entre as cavas e o aquífero na bacia hidrográfica do Alto Iguaçu. Além disso, foi apresentada uma fundamentação que apoia a consideração de Hamirisi (2023) com base no efeito de colmatção do solo, conforme discutido por Blazejewski e Murat-Blazejewska (1997).

Na sequência, é apresentada a integração dos conhecimentos de hidrologia e hidráulica para a determinação do controle da vazão superficial proveniente do rio que adentra as *wetlands*, considerando conceitos como a vazão ecológica Q95, sugerida pela Portaria do órgão ambiental do Paraná (SUDERHSA, 2006), e as equações hidráulicas de Streeter, Wylie e Bedford (1998).

O desenvolvimento das intervenções técnicas envolveu uma análise de variáveis-chave. Essas variáveis incluem:

- Conexões Hidráulicas: a forma de conexão das *wetlands* com o rio e as interligações entre as cavas são intervenções fundamentais para garantir o funcionamento e melhora da qualidade da água do rio. A análise dessas estruturas que desviam a água do rio para as *wetlands* é essencial para garantir que a água tenha seu tratamento maximizado;
- Fluxo por gravidade: garantindo o funcionamento contínuo do sistema, sem o uso de bombas, e prever os caminhos preferenciais do fluxo da água no interior das *wetlands*;
- Pontos de entrada e de saída: permitindo entradas múltiplas no sistema e pelo menos uma saída secundária, possibilitando o funcionamento contínuo;
- Obstáculos como chicanas: criar zonas de retenção ou turbulência, prolonga o tempo de detenção em algumas áreas e melhora a eficiência do tratamento. A presença de obstáculos naturais ou artificiais dentro das *wetlands*, ou até mesmo variações topográficas, podem impactar o fluxo da água, otimizando a capacidade das *wetlands* para a remoção de poluentes.

As fontes de informação utilizadas para embasar essa análise incluem publicações da Environmental Protection Agency (USA EPA, 2000; USA EPA, 1999) e a Norma Brasileira 17076 (ABNT, 2024).

As recomendações voltadas ao gerenciamento e monitoramento, foram subdivididas em qualidade da água, vegetação, profundidade, e outros aspectos sugeridos para serem monitorados. Para cada um destes temas, a linha metodológica incluiu uma revisão da literatura para buscar uma base teórica sobre as técnicas e tecnologias empregadas no monitoramento dos temas abordados. Para o monitoramento da qualidade da água, foram considerados os métodos descritos pela American Public Health Association (APHA, 2017) e Cai *et al.* (2023). No que tange ao monitoramento da vegetação, foram consultados os trabalhos de Kirda *et al.* (2022), Thomas e Roberts (2021) e Harris *et al.* (2019). A interpretação destes estudos permitiu a incorporação das práticas atuais, modernas e tradicionais.

A definição das recomendações para o uso de *wetlands* no tratamento de água de rios focou no papel das macrófitas, que são essenciais para constituição do sistema. O manejo adequado da vegetação nas *wetlands* é fundamental pois não só maximiza a capacidade de tratamento da água, mas também assegura a estabilidade

ecológica e a funcionalidade geral do sistema. As recomendações foram elaboradas com base no princípio de que a eficácia das *wetlands* no tratamento de água depende da aplicação correta dessas práticas, que consideram a interação entre as macrófitas e os processos naturais de purificação.

A metodologia para o manejo das *wetlands* foi elaborada com base nas diretrizes estabelecidas por Pompêo (2008), que destacam a importância do manejo físico das macrófitas, com particular ênfase no manejo mecânico. A definição das práticas de manejo foi complementada por uma revisão da literatura técnica existente e por consultas com profissionais especializados na área, garantindo uma abordagem fundamentada e atualizada. Adicionalmente, foram consultados sites de empresas especializadas no manejo de macrófitas, sendo eles da LF Ambiental (2023), Hidrotractor (2023), Agriexpo (2023) e Hidrotractor (2023). Com base nas informações sobre os equipamentos, foi realizado a correlação destes com a forma biológica, a exemplificar as com maior cobertura vegetal na área de estudo.

A análise das possíveis destinações da biomassa das macrófitas retiradas das *wetlands* baseou-se na revisão de literatura recente sobre técnicas de conversão de biomassa em fertilizantes e energia, bem como suas implicações ambientais e econômicas. Foram considerados estudos como os de Mujizat *et al.* (2019), Kumar *et al.* (2020), Singh *et al.* (2022), Das *et al.* (2021), Kouwanou *et al.* (2019) e Santos *et al.* (2018), que demonstram a viabilidade técnica e econômica dessas destinações.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

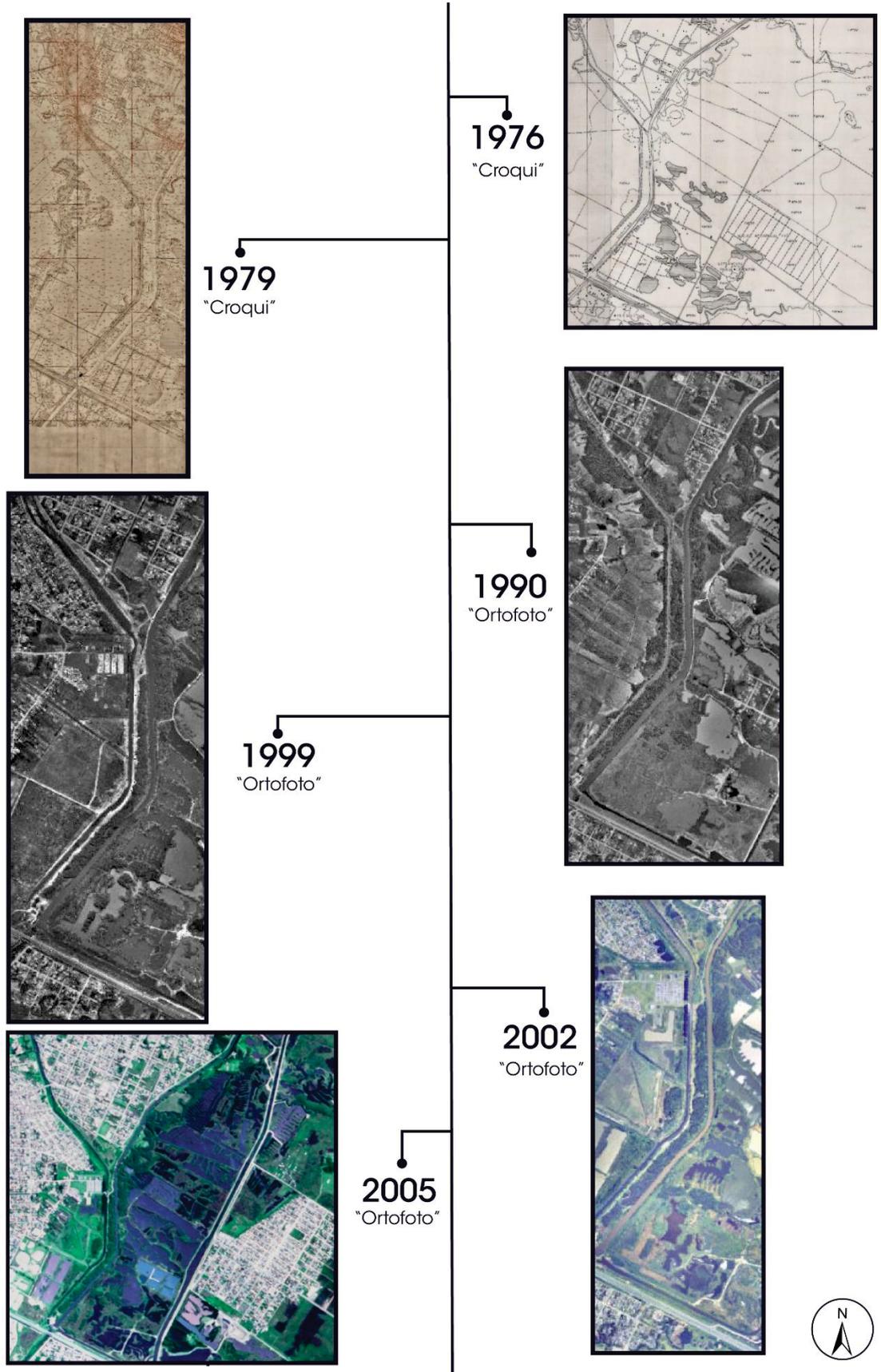
Este capítulo apresenta os resultados obtidos e discute suas implicações para a pesquisa. Inicia-se com a análise do histórico da exploração mineral na área de estudo, proporcionando uma visão geral do contexto geológico e ambiental. Em seguida, é feita a caracterização das cavas de mineração e do entorno, com ênfase nas condições atuais e nos impactos observados. O capítulo se encerra com a apresentação das recomendações do uso de *wetlands* para o tratamento de água de rios, com exemplificações aplicadas na área de estudo.

### 4.1 EVOLUÇÃO DA EXPLORAÇÃO MINERAL E TRANSFORMAÇÕES AMBIENTAIS

A exploração mineral na área de estudo foi gradativa, e para obter o entendimento do processo evolutivo desta atividade, e suas transformações ambientais subsequentes, a seguir é apresentado uma análise que abrange as alterações na ocupação do local, modificações nas condições hídricas e vegetativas, até a transformação das cavas em *wetlands*, que estabelece a condição atual propícia para a atuação na melhora da qualidade da água.

Com o objetivo de proporcionar uma visão ampla da evolução da exploração mineral na área de estudo e suas transformações ambientais, foi elaborada uma linha do tempo, demonstrada na FIGURA 30. Para facilitar a análise realizadas com base na comparação das imagens históricas, são apresentados fragmentos dos mapas constantes no Anexo A, permitindo a identificação de mudanças e características relevantes na avaliação.

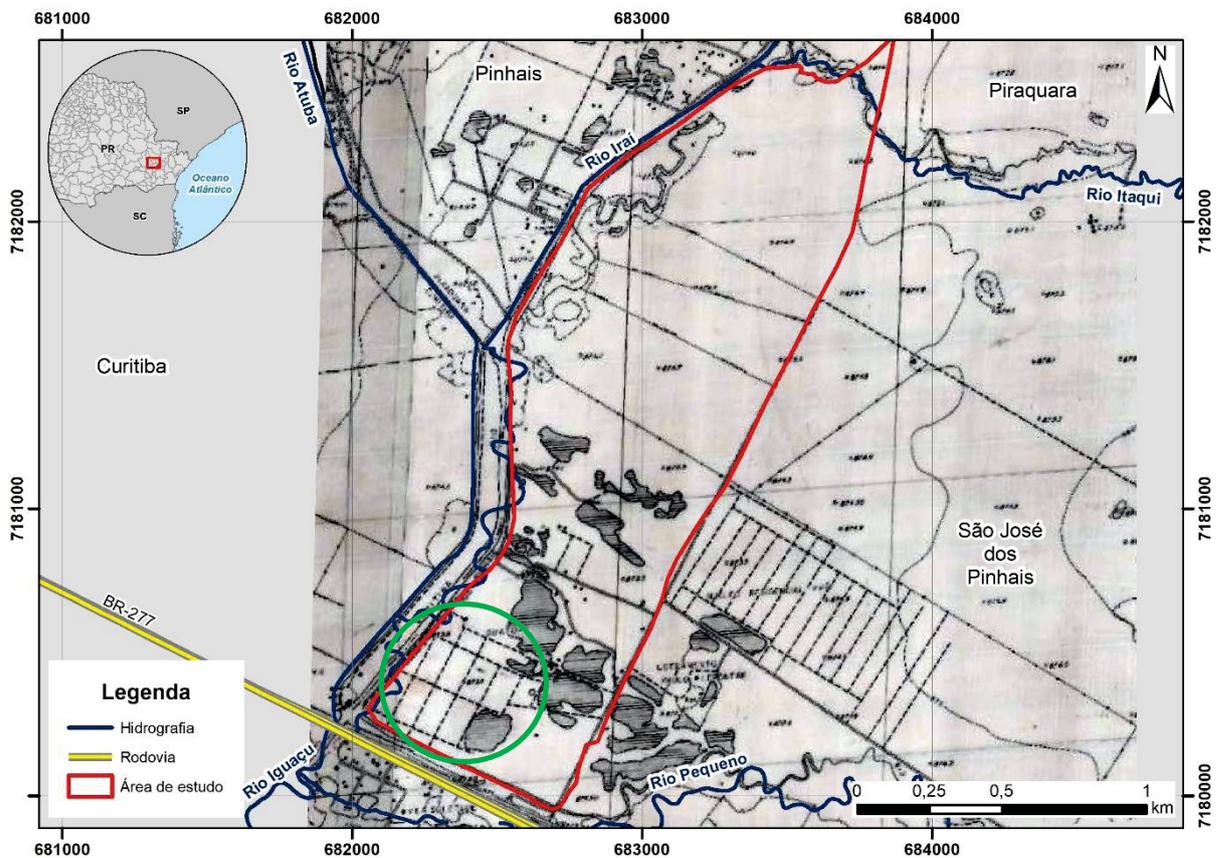
FIGURA 30 – LINHA DO TEMPO COMPARATIVA DE IMAGENS DA ÁREA DE ESTUDO (1976-2005)



FONTE: Autor

A primeira imagem histórica, oriunda de um mapa datado de 1976 (FIGURA 31), observa-se que a região ainda não apresentava registros de cavas, apenas com presença de meandros nas margens do rio Iraí e algumas áreas alagadas à esquerda do rio Pequeno, já que se trata de uma planície de inundação. É possível identificar traçados dentro da circunferência em verde, que indicam ruas e loteamentos prospectados na área, antes do início da exploração mineral no local.

FIGURA 31 – MAPA DE 1976 DA ÁREA DE ESTUDO



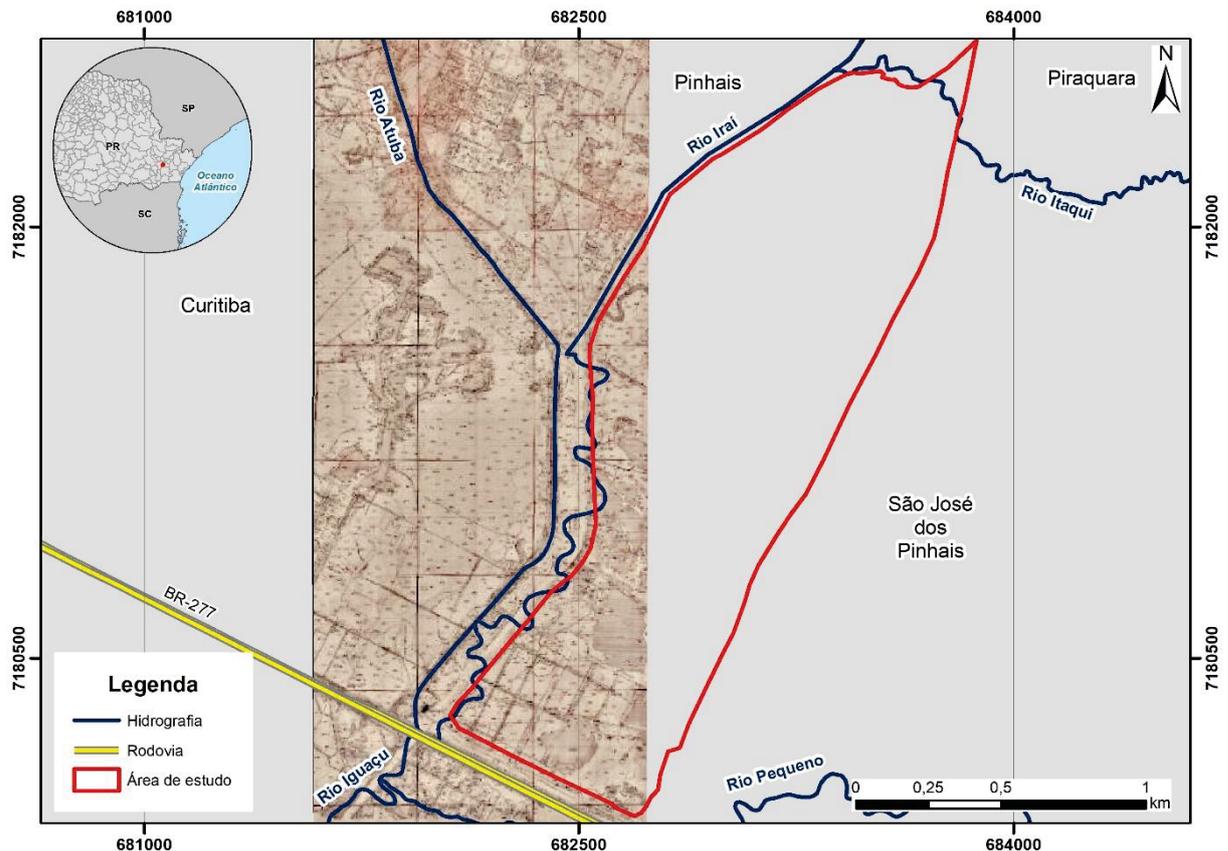
FONTE: Elaborado com base em Maxar e PMC (2019)

Em 1979 (FIGURA 32) não há diferenças notáveis se comparado com o mapa de 1976. Ambos corroboram as mesmas informações e se complementam, uma vez que o de 1979 apresenta uma abrangência parcial a área de estudo. Ainda não é possível notar cavas de extração mineral, indicando que até o início da década de 1980 a área não havia sido explorada.

O mapa de 1979 e as ortofotos de 1990, 1999 e 2002, não cobrem a totalidade da área de estudo, portanto, tais imagens são complementadas na própria base de dados do Maxar e PMC (2019) com uma imagem de satélite de 2019, conforme no

apresentado no Anexo A. Contudo, para direcionar a análise somente nas condições do ano avaliado, as figuras realizadas para esses anos, terão abrangência parcial da área de estudo.

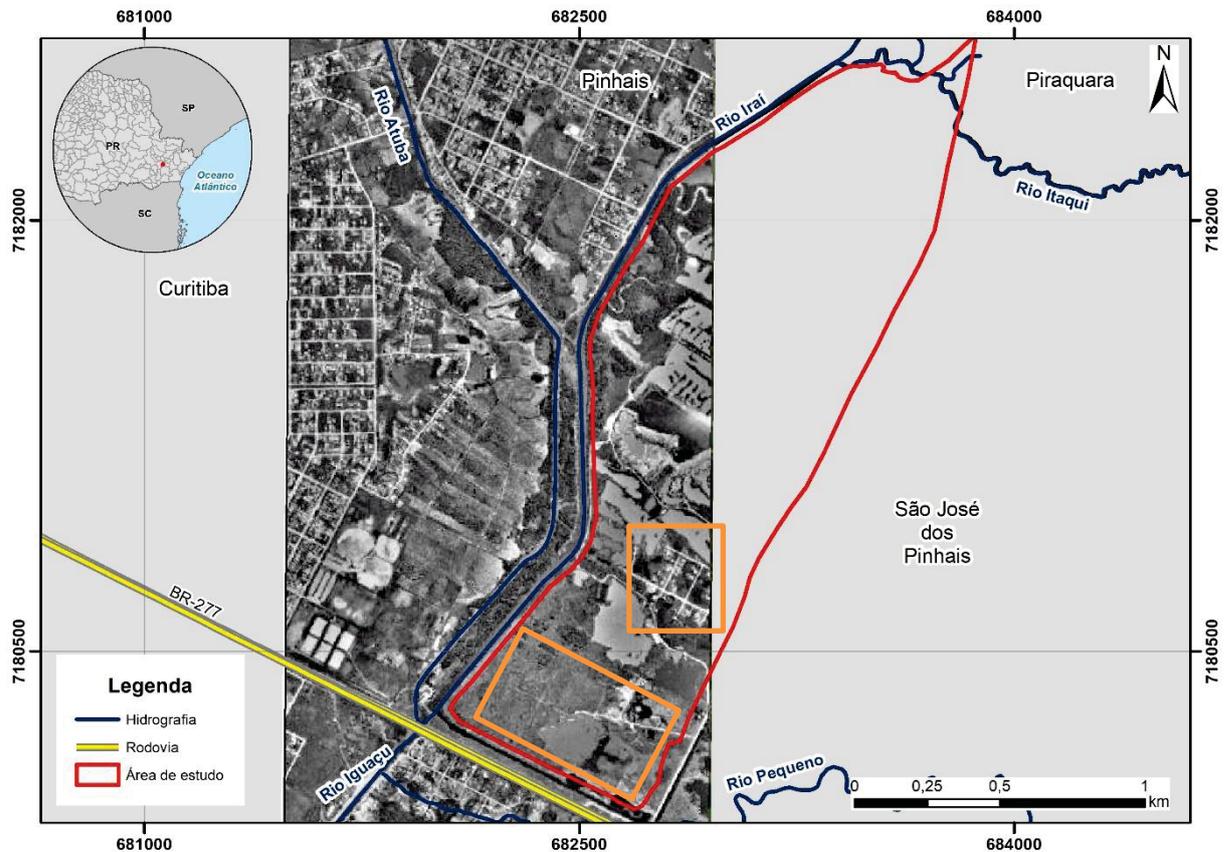
FIGURA 32 – MAPA DE 1979 DA ÁREA DE ESTUDO



FONTE: Elaborado com base em Maxar e PMC (2019)

Em 1990, é possível identificar o surgimento de cavas dentro da área de estudo, que por possuírem formatos regulares, indicam o início da exploração na área, visível no interior da delimitação de vermelho na ortofoto de 1990 demonstrada na FIGURA 33. As cavas oriundas da extração mineral possuem características específicas que facilitam sua identificação pelas arestas mais lineares, uniformes, e, em alguns casos, até formando quadriláteros. Destaca-se então, que o início da exploração se iniciou na década de 1980, porém não foram encontrados registros do ano exato de início das atividades.

FIGURA 33 – ORTOFOTO DE 1990 DA ÁREA DE ESTUDO



FONTE: Elaborado com base em Maxar e PMC (2019)

Também, no ano de 1990, há indicação de arruamentos e assentamentos urbanos, conforme indicado nos polígonos de cor laranja na FIGURA 33. Nas proximidades da rodovia BR-277, a ausência de atividades de extração mineral é notável pela ausência de cavas, com linhas que coincidem com as ruas mapeadas em 1976, indicando a presença de loteamentos ainda não ocupados por habitações.

A partir de 1980, a exploração mineral de areia na área de estudo apresentou um crescimento, que é compatibilizado com o desenvolvimento econômico e industrial da Região Metropolitana de Curitiba (RMC) neste período. Embora o crescimento da região já estivesse em curso desde a década de 1970, a curva de crescimento populacional se acentuou consideravelmente entre 1970 e 1980, segundo censo do IBGE (1980).

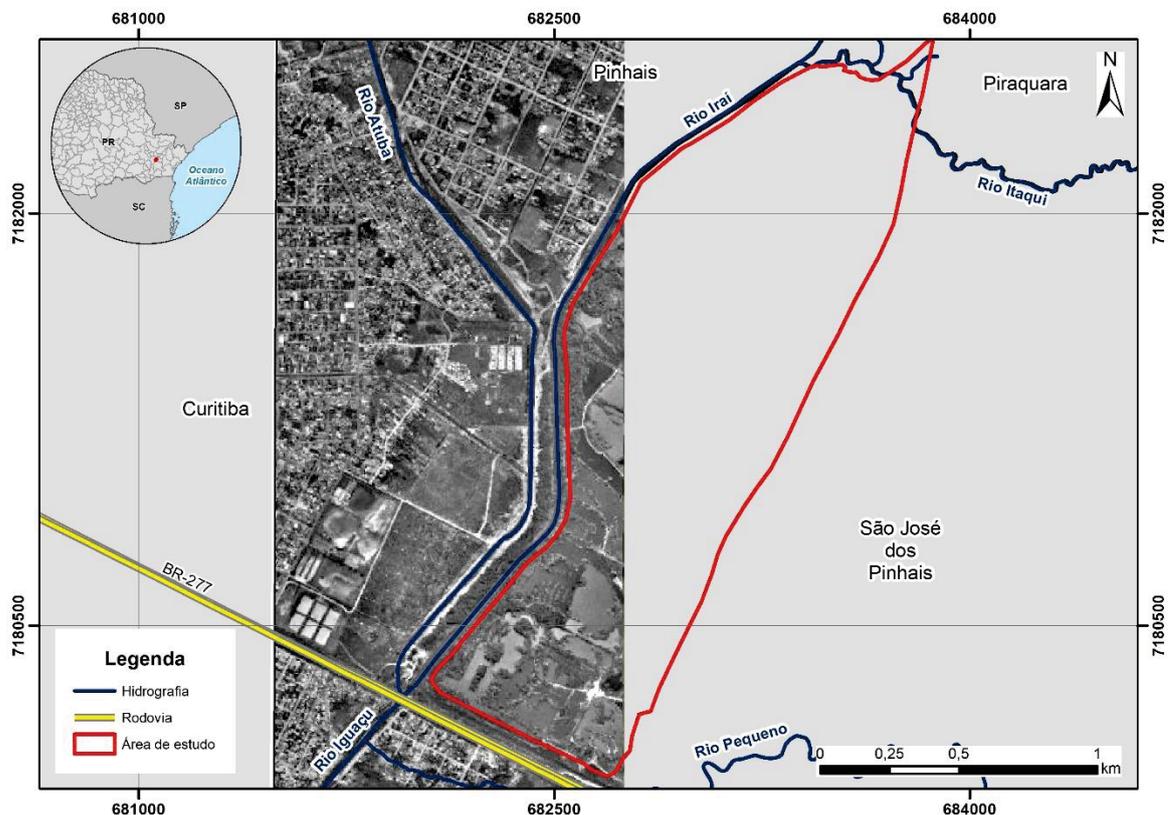
Fatores como o surgimento da Cidade Industrial de Araucária em 1973 e a instalação da Refinaria da Petrobras em 1977 catalisaram a expansão industrial, atraindo um número crescente de empresas para a região. Esse movimento, por sua vez, gerou um aumento populacional expressivo, dobrando a população do município

de Araucária entre 1970 e 1980 e elevando a taxa de urbanização de 32% para 78% nesse período (IBGE, 1980).

São José dos Pinhais, município que abriga a área de estudo, também registrou um crescimento populacional neste período diferente das demais décadas, refletindo no aumento das atividades produtivas no setor secundário e a acessibilidade ao polo industrial, que atraiu uma população em busca de habitação de baixo custo. A função de "dormitório" que São José dos Pinhais desempenhou para os trabalhadores da região, é citado por Moura e Ultramari (1994) ao realizarem um estudo do desenvolvimento urbano da RMC.

Este cenário contribuiu para o aumento da demanda por habitações, impulsionando a construção civil e, conseqüentemente, a exploração mineral de areia e argila na área de estudo, dado que esses materiais são fundamentais para a construção civil, justificando a expansão da atividade extrativa nesse período, de tal forma que em 1999 o registro obtido da área de estudo apresenta cavas (FIGURA 34). Elas tomaram o lugar dos locais previamente prospectados como lotes, abrangendo toda a região registrada nesse período.

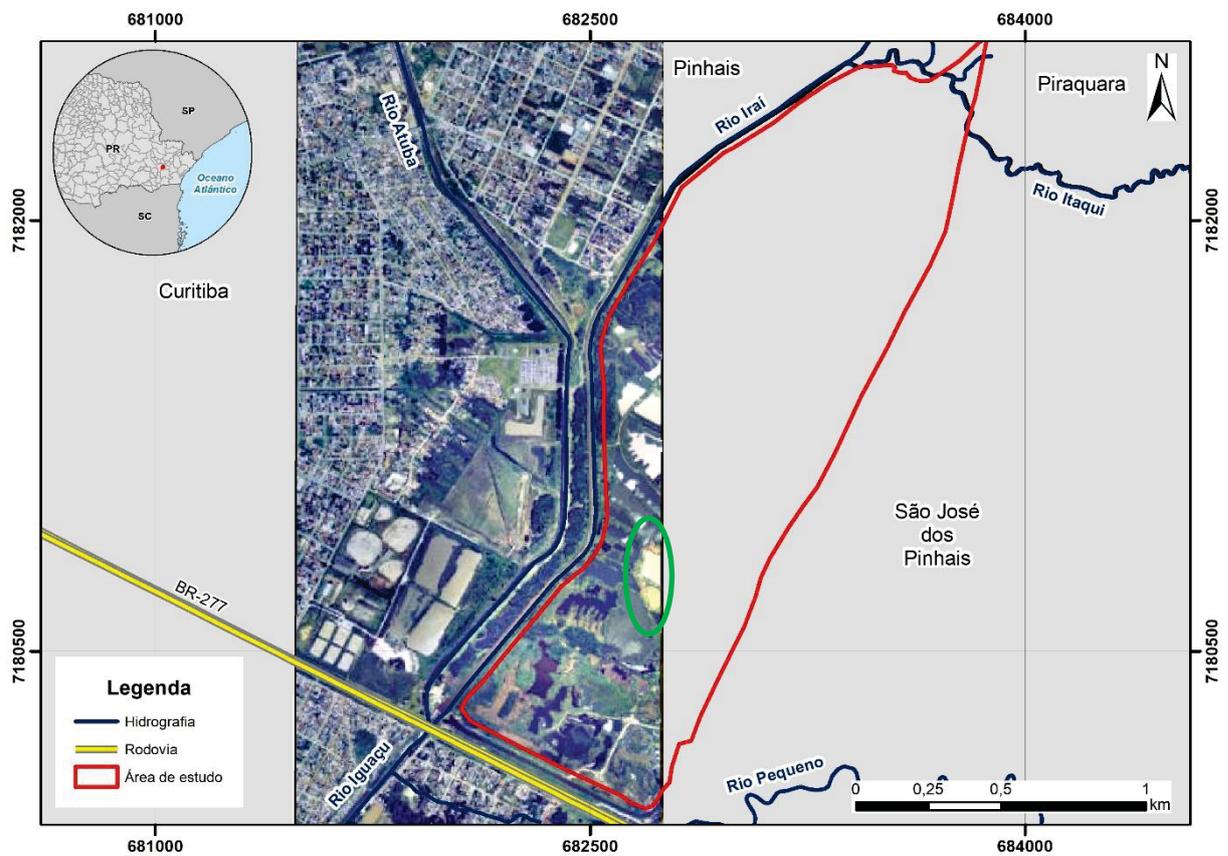
FIGURA 34 – ORTOFOTO DE 1999 DA ÁREA DE ESTUDO



FONTE: Elaborado com base em Maxar e PMC (2019)

No início do século XXI, a área já apresentava uma configuração topográfica semelhante à condição atual, completamente composta por cavas, como pode ser visualizado na FIGURA 35, que mostra a ortofoto de 2002. Devido à diferença na coloração da área demarcada nesta figura, é provável que o local ainda estivesse sendo explorado ou que a exploração tenha sido encerrada recentemente.

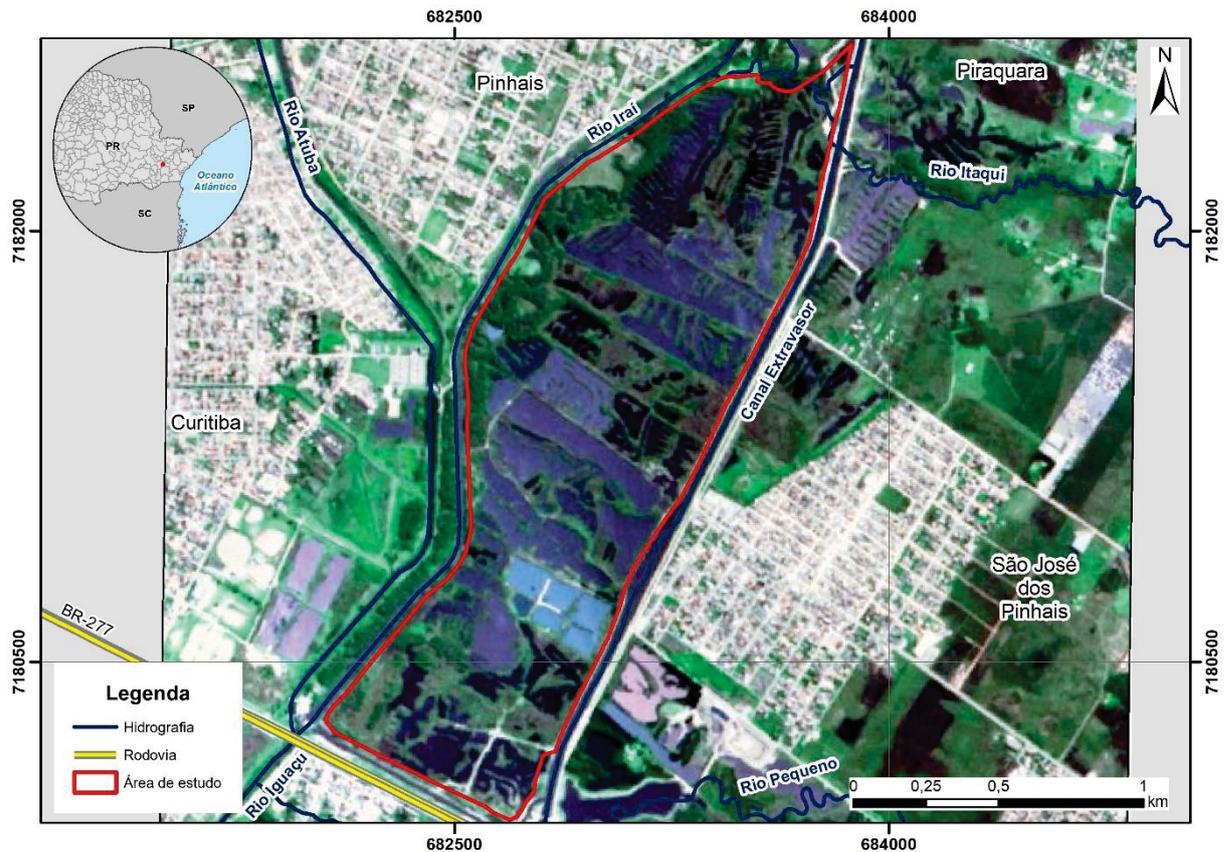
FIGURA 35 – ORTOFOTO DE 2002 E DE 2019 DA ÁREA DE ESTUDO



FONTE: Elaborado com base em Maxar e PMC (2019)

Na FIGURA 36, que abrange toda a área de estudo e é baseada em uma ortofoto de 2005, observa-se a configuração das cavas dentro da área de estudo com sua forma sem diferenças do estado atual. Esta representação permite concluir que, desde o referido período, a exploração não causou alterações adicionais na topografia da área, uma vez que ela se mantém inalterada até o presente.

FIGURA 36 – ORTOFOTO DE 2005 MOSTRANDO A ÁREA DE ESTUDO COMPLETA



FONTE: Elaborado com base em Maxar e PMC (2019)

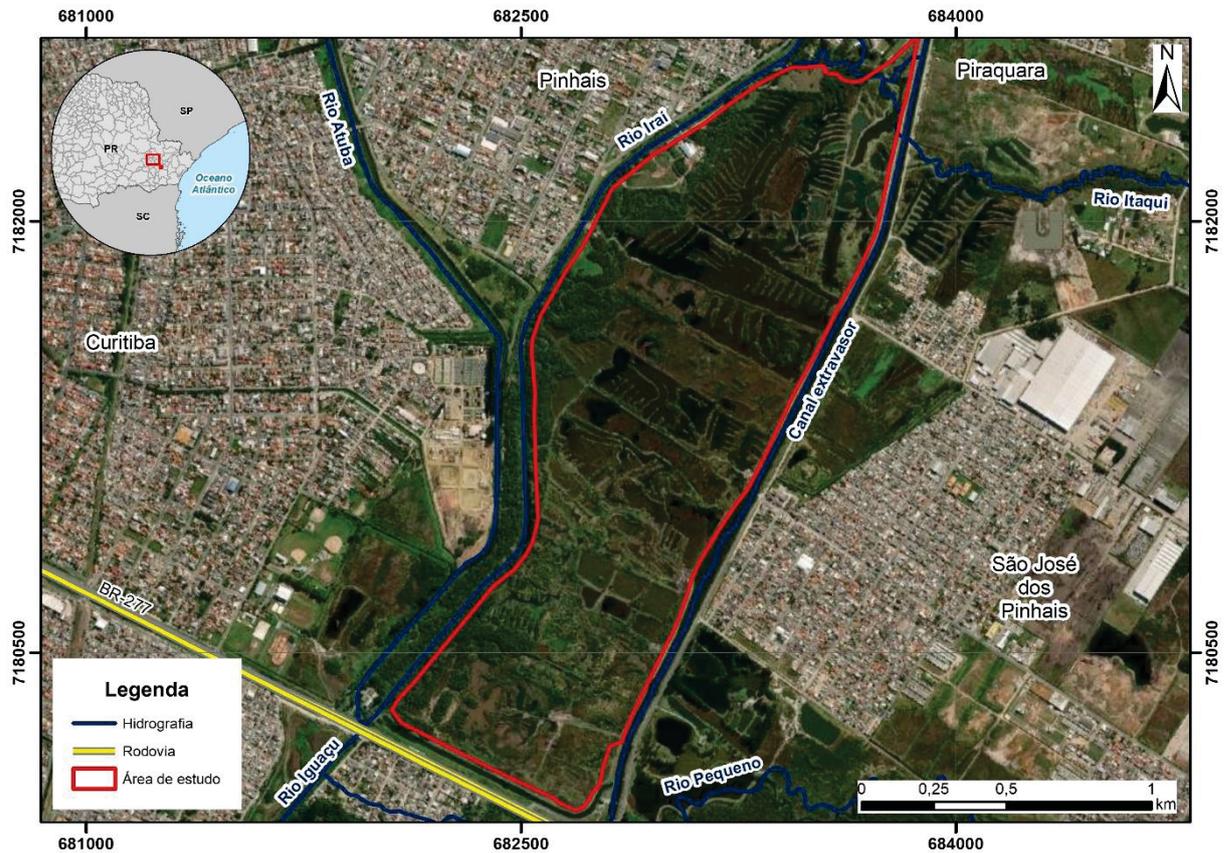
A análise das figuras revela a evolução da exploração mineral na área de estudo ao longo das décadas. As imagens mostram que a atividade mineradora teve início na década de 1980 e persistiu até o período entre final do século XX e início do século XXI.

O relatório da MINEROPAR (2001) corroborou essa observação, indicando que, em 1994, a exploração de minerais não metálicos no leste da RMC estava quase esgotada, levando à migração das atividades para as direções sul, sudeste e oeste da região metropolitana. Este dado é consistente com a visualização das figuras, que não mostram mudanças significativas na topografia após a década de 1990.

Entre 2002 e 2005, a formação topográfica da área já apresentava características muito semelhantes às atuais, o que sugere que a exploração mineral foi significativamente reduzida ou encerrada nesse período. Considerando as condições às quais a área de estudo foi submetida ao longo dos anos, tanto durante quanto após a exploração mineral, estima-se que um período médio de 10 anos seja necessário para que uma sucessão ecológica transforme um passivo ambiental

oriundo da mineração em um ecossistema de *wetlands*, como é apresentado na FIGURA 37.

FIGURA 37 – ESTADO ATUAL DA ÁREA DE ESTUDO



FONTE: Elaborado pelo autor com base em IPPUC (2019) e SUDERSHA (2000)

A possibilidade de classificar as áreas anteriormente formadas por cavas de extração mineral como *wetlands* decorre do fato de sua constituição ser compatível com a definição de *wetlands*. De acordo com a *Environmental Protection Agency* (EPA, 2024), *wetlands* são regiões saturadas, onde a água cobre o solo durante todo o ano ou com elevada frequência anual, permitindo o desenvolvimento de comunidades vegetais e animais características desse ecossistema. Assim, a nomenclatura "cavas" deixará de ser empregada, uma vez que a sucessão ecológica no local possibilita a designação dessas áreas como *wetlands*.

Este solo característico de área úmida na área de estudo, não possibilitou a instalação ocupações irregulares, o que contrasta com o entorno, onde é possível observar assentamentos urbanos nas margens dos rios, ao redor de outras cavas, e até mesmo dentro de cavas aterradas ou em estágio ecológico avançado. Essas

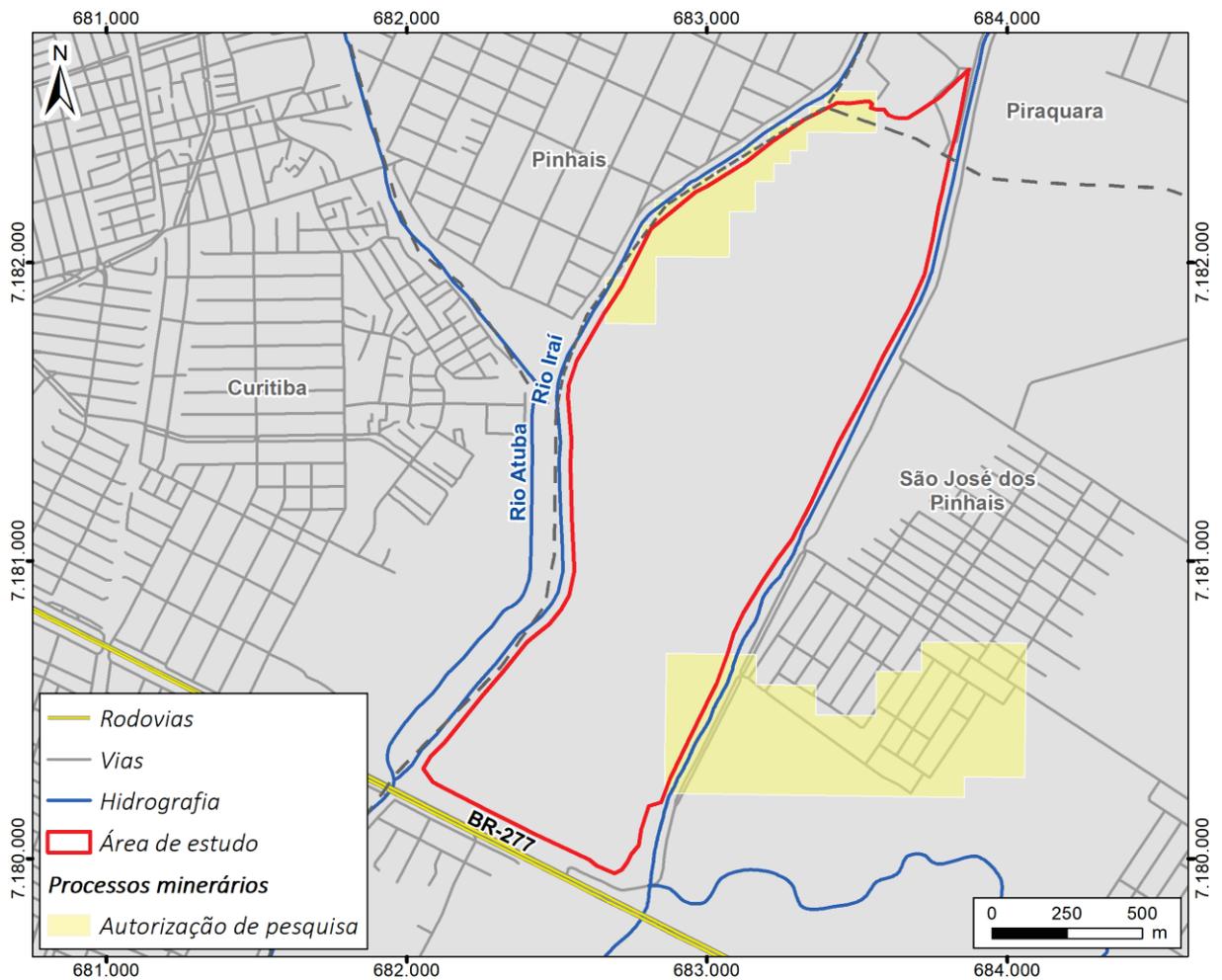
ocupações, muitas vezes consolidadas e em alguns casos até reconhecidas legalmente pela legislação municipal de uso e ocupação do solo, destacam a pressão urbana sobre áreas vulneráveis. A elevada presença de água nas *wetlands* em estudo atuou como uma barreira natural à ocupação, impedindo que a área fosse invadida, diferentemente de outras regiões circundantes.

Além disso, a área é de interesse estratégico para a SANEPAR, que a considera como uma possível reserva natural de água para períodos de estiagem. Essa destinação como reserva hídrica contribuiu para o controle de invasão, alinhando-se a estratégias urbanísticas adotadas pela prefeitura de Curitiba, que implementou parques em áreas de fundo de vale e fontes de água como forma de disciplinar o uso do solo e impedir ocupações irregulares. Exemplos notáveis dessa prática incluem o Jardim Botânico, criado em 1991, o Parque Barigui, inaugurado em 1972, e o Parque Tingui, estabelecido em 1994. Esses parques não apenas evitaram a ocupação irregular, mas também mitigaram problemas de saneamento urbano e enchentes, conforme exemplificado pela proteção oferecida contra as enchentes anuais e a preservação do entorno dessas áreas (COMEC, 2013).

A destinação da área de estudo como medida de prevenção contra ocupações irregulares é corroborada pela análise comparativa com os registros de Fabianovicz (1998), que destaca outras cavas situadas em São José dos Pinhais, que, diferentemente da área de estudo, foram abandonadas e, subsequentemente, tornaram-se foco de assentamentos urbanos precários. Além disso, Fabianovicz (1998) destaca a elevada quantidade de resíduos sólidos nas margens das cavas e uma cobertura significativa de macrófitas na superfície, indicando um estado de sucessão ecológica diferente da área de estudo no mesmo período. A ausência dessas condições, reforça a eficácia da destinação proposta, demonstrando como o planejamento adequado pode evitar a deterioração ambiental e o surgimento de ocupações irregulares.

Até o momento da pesquisa, a área possui somente dois polígonos de processos de mineração ativa intersectados, segundo a base de dados da Agência Nacional de Mineração (ANM, 2023), sendo que ambos os processos se encontram na fase de autorização de pesquisa, e intersectam apenas uma pequena área das *wetlands* em suas extremidades, como demonstrado na FIGURA 38.

FIGURA 38 – PROCESSOS MINERÁRIOS ATIVOS NA ÁREA DE ESTUDO



FONTE: Elaborado com base em ANM (2023)

Desta forma, pode-se concluir que o local atingiu o esgotamento de exploração em praticamente toda sua área. E, mesmo que haja potencial de extração de outra substância, atualmente a área é de grande interesse público, para a atuação com benefícios ambientais, seja na contenção de enchentes, como reserva hídrica, ou como *wetlands* para a melhora da qualidade hídrica.

Essa transformação da área degradada pela exploração de areia em um ecossistema de *wetlands*, emerge como uma proposta aos órgãos ambientais em aderir como orientação às empresas mineradoras como Plano de Recuperação de Área Degradada (PRAD). Por meio do fornecimento de diretrizes, implementação de intervenções e adequações nas cavas, os órgãos ambientais podem prestar auxílio na aceleração do processo de restauração ecológica e transformação de passivos ambientais, como as cavas, em ecossistemas de *wetlands*.

Como benefício desta adesão, as mineradoras podem não apenas cumprir a legislação de executar o PRAD (Lei nº 6.938/1981 e regulamentado no Decreto lei nº 97.632/1989), restaurando a biodiversidade local, mas também propiciar os múltiplos benefícios que as *wetlands* exercem, como a melhoria da qualidade da água, controle de enchentes e reservas hídricas.

Além disso, existem muitas áreas ainda em exploração na margem do rio Iguaçu, mais a oeste do estado do Paraná, assim como outras com potencial para explorações futuras. Desta forma, políticas, portarias e normativas de adoção do sistema de *wetlands* como PRAD, são úteis durante o processo de encerramento da lavra em outras regiões da bacia hidrográfica do Alto Iguaçu, bem como em áreas com perfis geomorfológicos semelhantes de planícies de inundação e potencial para mineração de minério não metálico.

## 4.2 CARACTERIZAÇÃO E CONDIÇÃO ATUAL DA ÁREA DE ESTUDO

A área, escolhida para o desenvolvimento desta pesquisa, se localiza no município de São José dos Pinhais, interceptando a zona municipal classificada como Unidade Territorial de Planejamento (UTP) do Itaquí, segundo Lei Complementar Municipal nº 107 (São José dos Pinhais, 2016), que por sua vez, possui um próprio zoneamento, que classifica a área de estudo como Zona de Restrição à Ocupação (ZRO), segundo o Decreto Estadual nº 11.684 (Paraná, 2014).

Dentro das diretrizes da ZRO, são permitidas atividades relacionadas a esporte, lazer e conservação. O zoneamento permite a construção de residências, limitadas a uma unidade por cada 20.000 m<sup>2</sup>, além da extração de areia. Porém, na área de estudo, essas regulamentações estão sendo cumpridas e respeitadas. Apesar da presença de muitas habitações irregulares nas proximidades, a grande quantidade de água nas cavas tem impedido a instalação de ocupações irregulares diretamente sobre a área de estudo.

Essa observação é corroborada por uma análise comparativa com outras localidades na mesma bacia hidrográfica, realizada pela equipe da UNILIVRE (2024) onde cavas resultantes da extração mineral e a presença de água acumulada ao longo dos anos levaram à sedimentação e ao crescimento de moradias em áreas de risco. Essas moradias estão situadas dentro do perímetro da Área de Interesse Especial Regional do Iguaçu (AIERI), que coincide com a linha de inundação correspondente ao tempo de recorrência de 100 anos (COMEC, 2013). Portanto, todos os assentamentos urbanos inseridos dentro do perímetro da AIERI, estão vulneráveis a enchentes.

Visando o cuidado com essas comunidades consolidadas dentro da AIERI, entre outros interesses ambientais para a bacia hidrográfica do Alto Iguaçu, que foi realizado um zoneamento, cuja área de estudo está situada na Zona de Parques 2 (ZPAR 2), conforme ilustrado na FIGURA 39. A ZPAR 2 permite atividades de mineração, desde que acompanhadas por planos, programas e projetos governamentais destinados a mitigar problemas relacionados a enchentes, controle de invasões e a criação de parques de lazer, recreação e conservação ambiental.



Cabe destacar, que o tempo de recorrência (TR) de 100 anos, definido para a delimitação do perímetro da AIERI, embora amplamente utilizado como parâmetro em estudos hidrológicos e planejamento urbano, não deve ser interpretado como uma garantia de que eventos de inundação ocorrerão exatamente uma vez a cada 100 anos. Trata-se de uma estimativa estatística que indica uma probabilidade anual de 1% de ocorrência.

Contudo, a ocorrência de eventos extremos em intervalos mais curtos é possível, como ocorreu no Rio Grande do Sul no ano de 2024, onde a expectativa de uma catástrofe dessa amplitude ocorreu de maneira inesperada, sendo decretado como estado de calamidade pública em 78 municípios e 340 em situação de emergência (Rio Grande do Sul, 2024). Áreas habitadas em zonas de risco, durante períodos de chuvas intensas, podem ser rapidamente alagadas, resultando em perdas materiais, desalojamentos e, em casos extremos, riscos à vida dos moradores.

Rodrigues e Souza (2024) destacam estes tópicos num estudo de modelo de previsão de inundações para um dos rios da bacia hidrográfica do Alto Iguaçu. Este estudo levou em consideração os registros de alagamentos e inundações registrados pela defesa civil na sub-bacia do Ribeirão dos Pandilhas, 100% urbanizada na RMC e com assentamentos urbanos em toda sua área de drenagem.

O próprio zoneamento da AIERI tem duas zonas voltadas para áreas urbanizadas de risco, ZUR 1 e 2, por tratarem principalmente de áreas residenciais localizadas dentro da linha de inundação. Entretanto, é comum os zoneamentos municipais reconhecerem ocupações irregulares como ocupações consolidadas no decorrer do tempo, como ocorreu com os bairros de Curitiba e São José de Pinhais em fronteira com a área de estudo. Dildey *et al.* (2024) pontuam essa inadequação por parte dos municípios, num estudo do uso e ocupação do solo, que inclui a área de estudo e outras várzeas do rio Iguaçu na RMC.

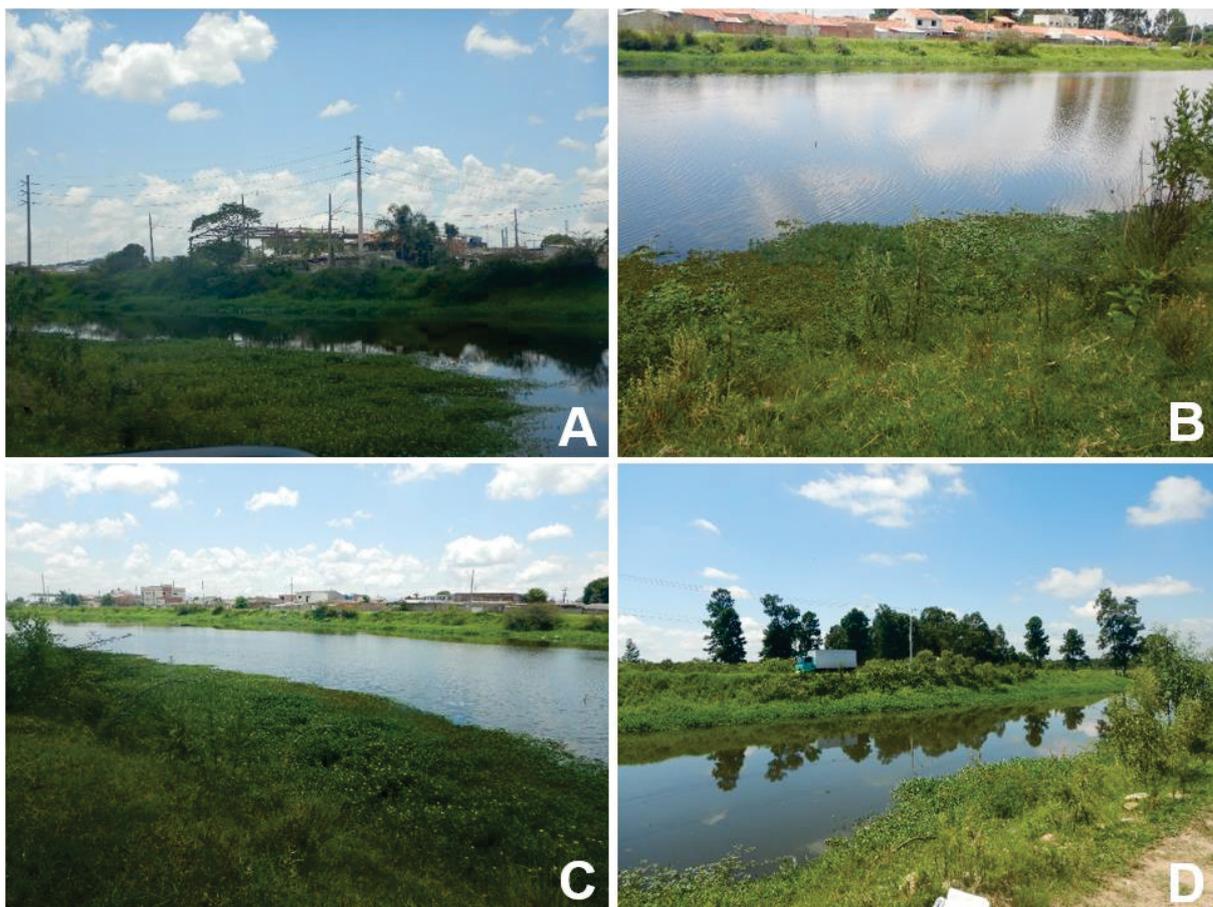
Além dos riscos diretos à segurança dos habitantes, a ocupação irregular as margens de rios, contribui para a degradação ambiental. A falta de infraestrutura adequada, frequentemente, resulta no lançamento inadequado de esgoto doméstico e outras águas residuárias nos afluentes do rio Iguaçu. Essas águas residuárias, sem tratamento, carregam uma carga elevada de poluentes, incluindo matéria orgânica, nutrientes e patógenos, comprometendo a qualidade da água do rio.

Essas características foram evidenciadas na visita técnica e respaldadas pelo Plano Diretor da AIERI (COMEC, 2013), pelo Plano de Saneamento Básico Municipal

de Curitiba (Curitiba, 2017) e de São José dos Pinhais (São José dos Pinhais, 2017), ao relatarem em seus diagnósticos o lançamento de resíduos sólidos e de esgoto de maneira irregular e clandestina, afetando dos corpos hídricos que fazem todos parte da bacia hidrográfica do rio Iguaçu.

Esse cenário tem implicações diretas na qualidade da água que abastece parte da Região Metropolitana de Curitiba (RMC). O “canal de água limpa” (FIGURA 40), trecho do canal extravasor que delimita uma das arestas da área de estudo, é utilizado para abastecimento, e não conta com proteção adequada, mesmo situado próximo às áreas de ocupação irregular.

FIGURA 40 – FOTOS DO CANAL DE ÁGUA LIMPA COM ENFOQUE NA URBANIZAÇÃO ADJACENTE. A) EDIFICAÇÕES À MARGEM DO CANAL DE ÁGUA LIMPA. B) OCUPAÇÕES RESIDENCIAIS À MARGEM DO CANAL DE ÁGUA LIMPA (VISTA NO FLUXO DA ÁGUA). C) OCUPAÇÕES RESIDENCIAIS À MARGEM DO CANAL DE ÁGUA LIMPA (VISTA OPOSTA AO FLUXO DA ÁGUA). D) RUA COM TRÁFEGO À MARGEM DO CANAL DE ÁGUA LIMPA.



FONTE: Autor

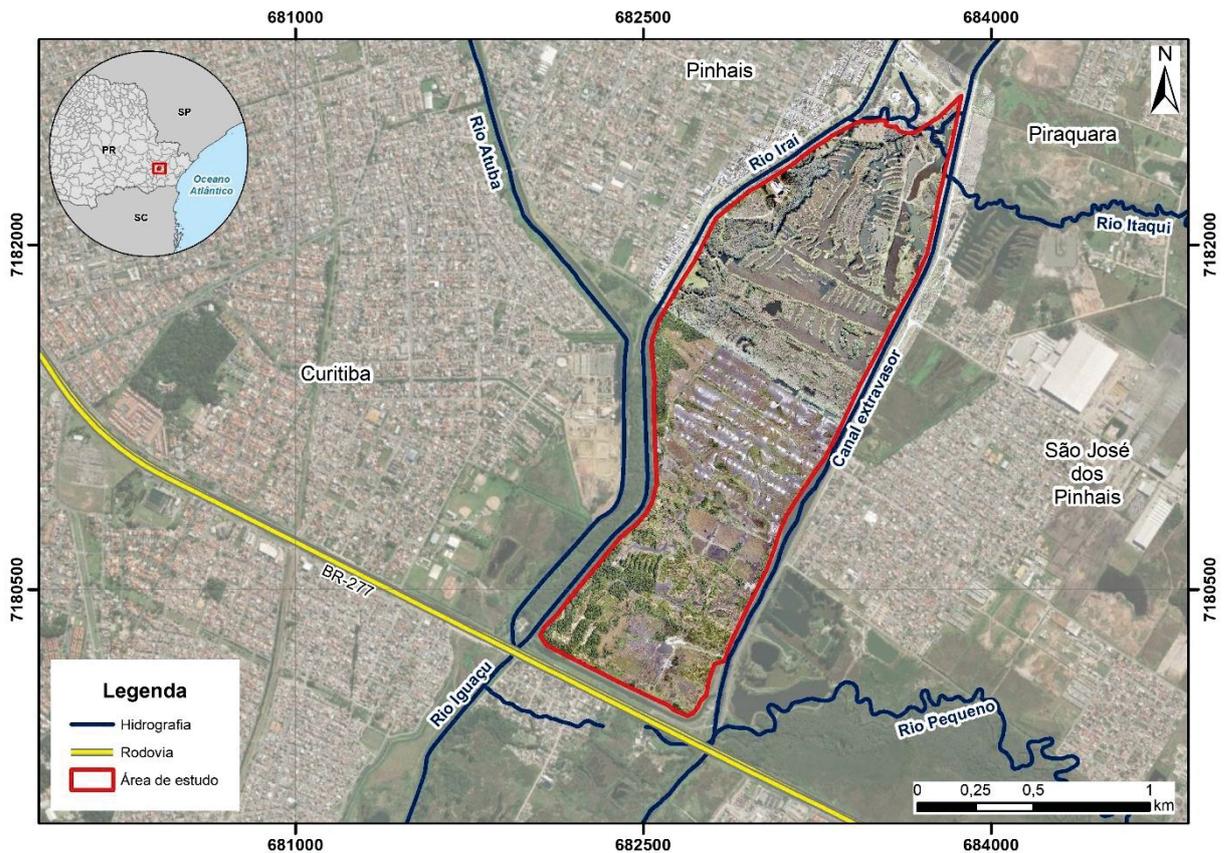
Na FIGURA 40A, FIGURA 40B e FIGURA 40C observa-se assentamentos urbanos situados na margem esquerda do canal de água limpa. A ausência de fiscalização contínua na área pode resultar na introdução de ligações clandestinas de esgoto doméstico e no descarte irregular de resíduos sólidos, comprometendo a integridade do corpo hídrico. Na FIGURA 40D, por sua vez, evidencia o tráfego urbano representado por um caminhão, cuja carga, em caso de acidente, pode igualmente impactar a qualidade da água do canal.

Essa condição torna o canal de água limpa suscetível a interferências externas que comprometem a qualidade da água e podem desregular o funcionamento da Estação de Tratamento de Água (ETA) Iguaçu. A água captada no canal de água limpa, é direcionada para a Estação de Tratamento de Água (ETA) Iguaçu, com vazão de 3.600 L/s, atende o abastecimento de 38% de Curitiba, e uma parcela de São José dos Pinhais e Pinhais (SANEPAR, 2019). Em situações extremas, há o risco de contaminação da água na etapa que prejudica o consumo, o que representa uma ameaça à saúde pública.

#### 4.2.1 Hidrografia e Hidrologia

A área de estudo é constituída de um ecossistema de *wetlands* da qual é cercado pelo rio Iraí, rio Itaquí, rio Pequeno e canal extravasor, como indicado na FIGURA 41 De um lado, permeia o rio Iraí, que recebe o rio Atuba, formando o rio Iguaçu, e no lado oposto de seu perímetro, as *wetlands* são contornadas pelo canal extravasor, do qual recebe contribuição do rio Itaquí, e depois do rio Pequeno. Neste trecho do canal extravasor, em que permeia as *wetlands*, o rio também é chamado de “canal de água limpa”, pois logo ao se juntar com o rio Pequeno, o rio sofre um desvio para captação da água para abastecimento.

FIGURA 41 – HIDROGRAFIA DE INFLUÊNCIA NA ÁREA DE ESTUDO



FONTE: Elaborado pelo autor com base em IPPUC (2019) e SUDERSHA (2000)

Na FIGURA 42 mostra o trecho do canal extravasor, denominado de canal de água limpa, que é desviado para captação de água que será tratada e abastecerá Curitiba e parte da Região Metropolitana, fazendo parte do Sistema de Abastecimento de Água Integrado de Curitiba -SAIC.

FIGURA 42 – CANAL DE ÁGUA LIMPA, SÃO JOSÉ DOS PINHAIS (PR)



FONTE: Autor

A água desviada neste canal se apresenta, visualmente, mais clarificada, indicado melhor qualidade em relação à água dos demais corpos hídricos da área de estudo. Esta avaliação pode-se obter durante as visitas técnicas ao local.

Na FIGURA 43 é possível ver mais adiante no fluxo do rio, onde a água é transportada por tubulações que passam por cima do rio Iguaçu, paralela a BR-277, e direcionada para a ETA Iguaçu.

FIGURA 43 – CAPTAÇÃO DE ÁGUA PARA A ETA IGUAÇU DA SANEPAR



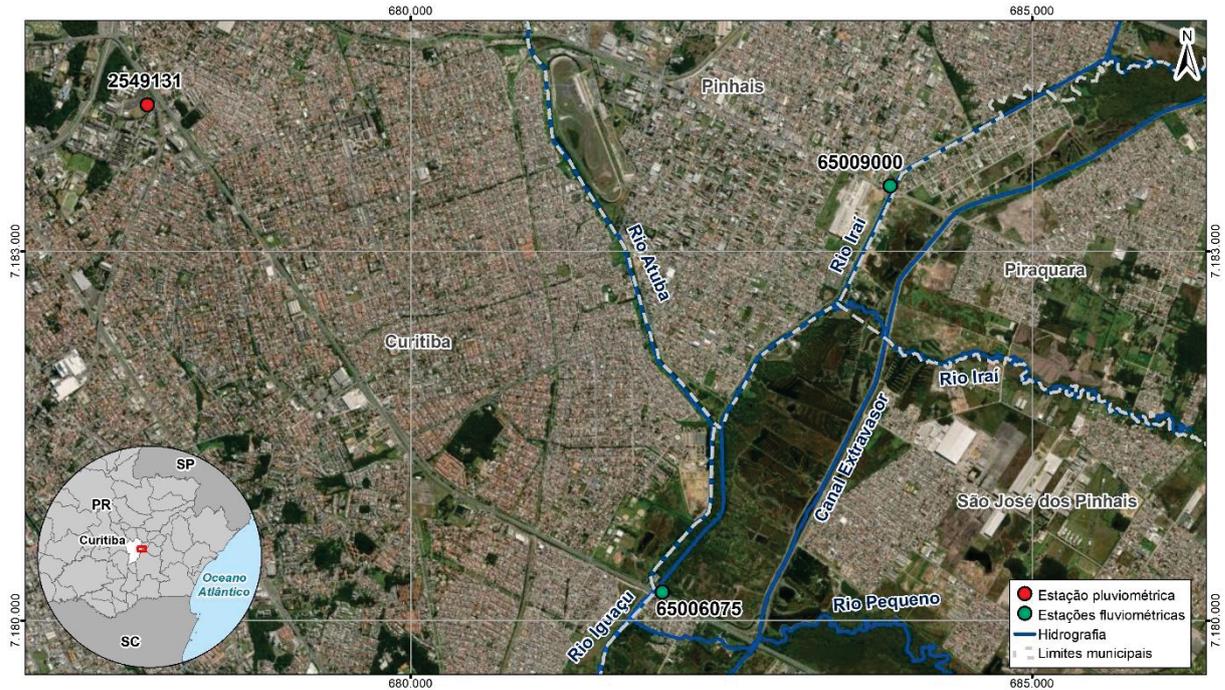
FONTE: Autor

Na margem do rio Atuba, encontra-se a Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Atuba Sul, que lança seu efluente no corpo hídrico, enquadrado pela COALIAR (2013) como classe 4, segundo limites estabelecidos pela Resolução Conama nº 357 (Brasil, 2005). Ao convergir com o rio Iraí, enquadrado como classe 3, o rio Iguaçu se forma e é enquadrado como classe 4. Esse enquadramento, portanto, representa uma meta de melhoria da qualidade da água, com um objetivo de em um horizonte temporal de até 20 anos, o rio alcançar a classe desejada.

Para atender maior vazão e melhorar a eficiência de seu tratamento, a ETE Atuba Sul tem passado por uma reforma de ampliação, com início em outubro de 2022 e previsão de término em janeiro de 2025. A ETE deixará de operar com seus 24 reatores anaeróbios de lodo fluidizado (RALF's) com capacidade de tratamento de 70 L/s cada, totalizando em 1.680 L/s, para 2.100 L/s em um tratamento aeróbio de Lodos Ativados, com 4 biodigestores de lodo (CTL Engenharia, 2024).

Na caracterização hidrológica do local, referente à disponibilidade hídrica, permanência das vazões e incidência pluviométrica, foi utilizado duas estações fluviométrica, e uma pluviométrica, cuja localização é apresentada na FIGURA 44.

FIGURA 44 – LOCALIZAÇÃO DAS ESTAÇÕES FLUVIOMÉTRICAS E PLUVIOMÉTRICA



FONTE: Elaborado pelo autor com base em IPPUC (2019) e SUDERSHA (2000)

No QUADRO 6 contém as características das estações fluviométrica e pluviométrica, como sua nomenclatura, código, número total de anos utilizados para o estudo hidrológico, e a indicação destes.

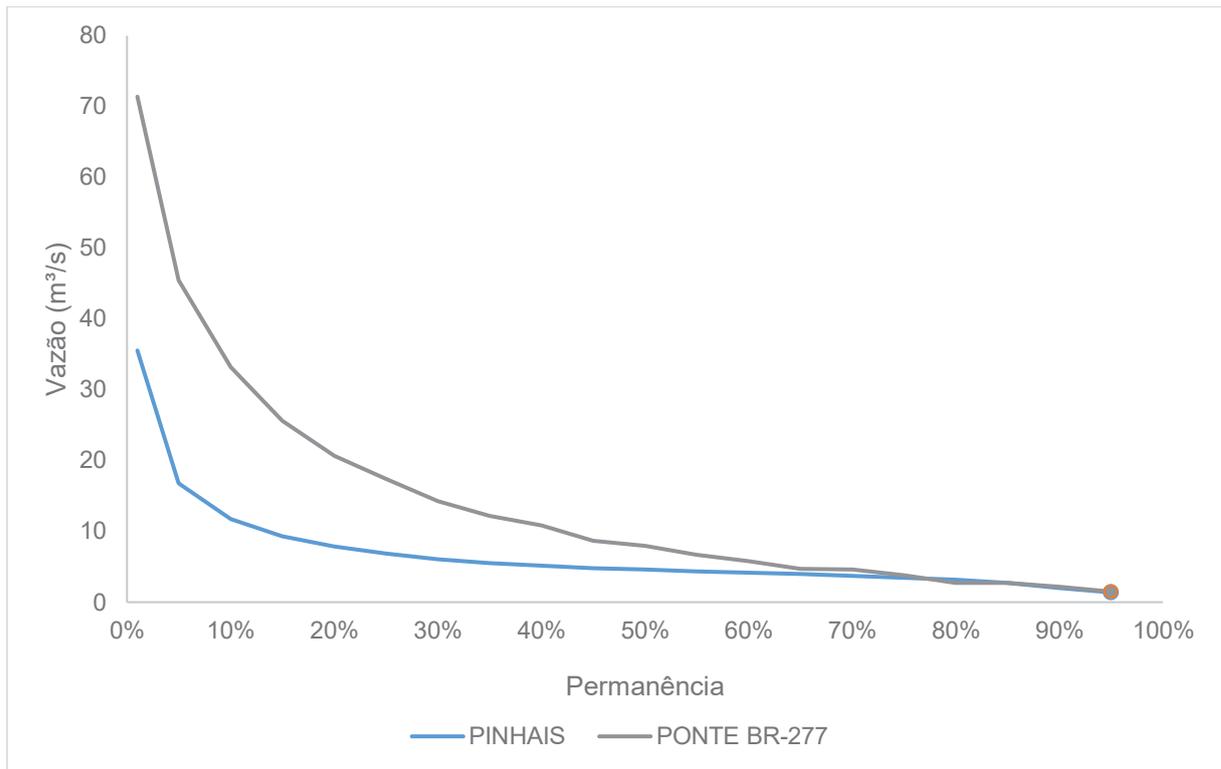
QUADRO 6 – ANOS UTILIZADOS NO ESTUDO HIDROLÓGICO DAS ESTAÇÕES SELECIONADAS

Nome	Código	Nº total de anos	Anos utilizados
Pinhais	65006075	24	1985-1994, 1996-1997, 1999-2010
Ponte BR-277	65009000	25	1986-2010
Curitiba	2549131	25	1999-2023

FONTE: Elaborado com base em IAT (2023)

Na FIGURA 45 é apresentado a curva de permanência das estações fluviométricas Ponte BR-277 e Pinhais.

FIGURA 45 – CURVA DE PERMANÊNCIA DO RIO IRAÍ E DO RIO IGUAÇU NAS ESTAÇÕES FLUVIOMÉTRICAS DE PINHAIS E PONTE BR-277, RESPECTIVAMENTE



FONTE: Elaborado pelo autor com base em IAT (2023)

A estação de Pinhais, no rio Iraí, obteve maior valor da cota medida de 3,5 metros, o que resulta vazão estimada de 85,1 m<sup>3</sup>/s. Porém pela curva de permanência, pode-se observar que a vazão dificilmente chega nesta grandeza, pois o rio Iraí naquele trecho terá sua vazão apenas 1% do tempo com valor superior a 35 m<sup>3</sup>/s, correspondente a uma cota de 2,4 metros. A Q38, considerada como vazão média de longo período (COALIAR, 2013) resultou em 5,3 m<sup>3</sup>/s. A vazão Q95, utilizada como indicador da vazão mínima do rio (COALIAR, 2013) resultou em 1,4 m<sup>3</sup>/s.

Para a estação Ponte BR-277, após a confluência do rio Atuba com o rio Iraí, portanto já considerado como rio Iguaçu, obteve maior valor de vazão estimada de 132 m<sup>3</sup>/s. Contudo, usando da mesma lógica para a estação de Pinhais, a vazão ultrapassa o valor de 72 m<sup>3</sup>/s em apenas 1% do tempo, sendo, portanto, um valor de pico provável para ser adotado. A Q38, considerada como vazão média de longo período resultou em 9,5 m<sup>3</sup>/s. A vazão Q95, utilizada como indicador da vazão mínima do rio resultou em 1,5 m<sup>3</sup>/s.

É indicado que a vazão Q95 seja considerada no uso das *wetlands* para melhoria da qualidade das águas de um rio, já que representa uma referência para

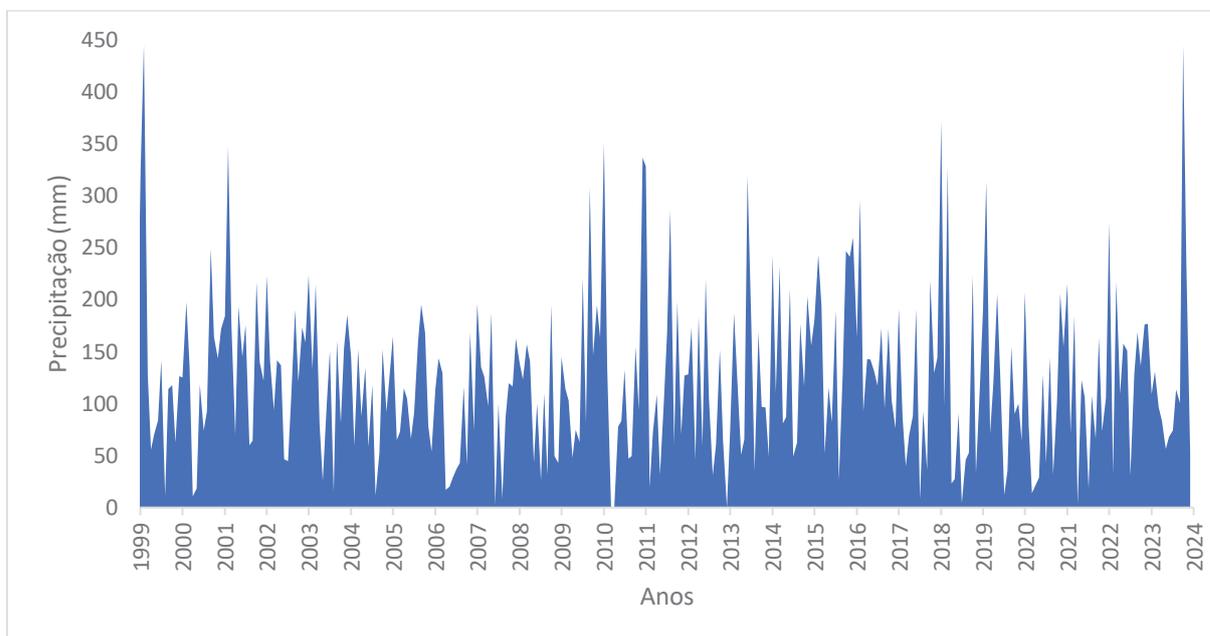
garantir que o desvio de água para o interior das cavas não comprometa o volume do fluxo que permanece no curso principal do rio, mantendo suas condições hidrológicas e seu equilíbrio ecológico. Este conceito é aplicado por órgãos ambientais, como o Instituto de Água e Terra (SUDERHSA, 2006), no Paraná, que, ao licenciar outorgas para captação, permite a derivação de água até metade do valor da Q95, descontada a vazão já comprometida por outras outorgas vigentes no mesmo rio.

Além da continuidade do rio garantida no trecho pela análise das vazões de permanência, destaca-se o incremento de 0,1 L/s na vazão mínima da estação Pinhais até a estação Ponte BR-277, isto é, em períodos de seca, devido a contribuição de afluentes e aumento da área de drenagem, há um aumento de 100 L/s no trecho do rio Iraí até se formar o rio Iguaçu. Entretanto, para a vazão média, o incremento é de maior relevância, no valor de 4,2 m<sup>3</sup>/s, ou 4.200 L/s. A progressão das vazões no decorrer de seu fluxo é o esperado, sobretudo, é testificado pelo estudo de Lisboa *et al.* (2024) para a bacia hidrográfica do Alto Iguaçu.

Mediante a análise da curva de permanência das estações, foi possível verificar a continuidade do rio Iraí, pela estação Pinhais, até este se encontrar com o rio Atuba e formar o rio Iguaçu, na estação Ponte BR-277. Para averiguar a confiabilidade dos valores, a estação a jusante precisa ter valores de vazão superiores ao da estação à montante. Isto se dá devido a contribuição que o rio Iraí recebe, não somente do rio Atuba, mas também de parte da água do canal de água limpa, e do aumento da área de drenagem de um ponto para outro, que contribui para o escoamento superficial.

Essa dinâmica hidrológica é diretamente influenciada pelas condições pluviométricas da bacia hidrográfica, onde a precipitação é a principal variável a afetar a determinação dos volumes de escoamento superficial e na variação das vazões observadas nas diferentes estações. Portanto, na FIGURA 46 é apresentado um hietograma da estação Curitiba (código 2549006), com valores de precipitação mensal de 25 anos, entre os anos de 1995 e 2023.

FIGURA 46 – HIETOGRAMA MENSAL DA ESTAÇÃO CURITIBA (CÓD. 2549006) PARA O PERÍODO COMPREENDIDO ENTRE OS ANOS DE 1999 E 2023



FONTE: Elaborado pelo autor com base em IAT (2023)

O hietograma permitiu uma análise do índice pluviométrico ao longo de um período de 25 anos, evidenciando que a bacia hidrográfica em estudo possui um elevado índice de precipitação, com raros períodos de valores reduzidos. O mês com maior precipitação mensal acumulada foi em janeiro de 1999, com 445 mm, e o mês com menor valor foi em junho de 2007, com 2 mm de precipitação mensal acumulada.

O ano com maior precipitação média foi em 2015, com 163 mm/mês, e o ano com menor foi em 2006, com 78 mm/mês de precipitação média anual. As informações de maiores e menores valores de precipitação mensal acumulada e média anual estão compiladas no QUADRO 7.

QUADRO 7 – MÁXIMA E MÍNIMA PRECIPITAÇÃO MENSAL ACUMULADA E MÉDIA ANUAL, PARA O PERÍODO ENTRE 1999 E 2023

Maior valor mensal		Menor valor mensal		Maior média anual		Menor média anual	
Precipitação	Data	Precipitação	Data	Precipitação	Data	Precipitação	Data
445 mm	jan/99	2 mm	jun/07	163 mm	2015	78 mm	2006

FONTE: Autor

Entretanto, o ano de 2006, destaca-se não somente por possuir o menor valor de precipitação média anual, mas, como um momento que foi necessário medidas emergenciais para o abastecimento de água de Curitiba e região metropolitana, entre

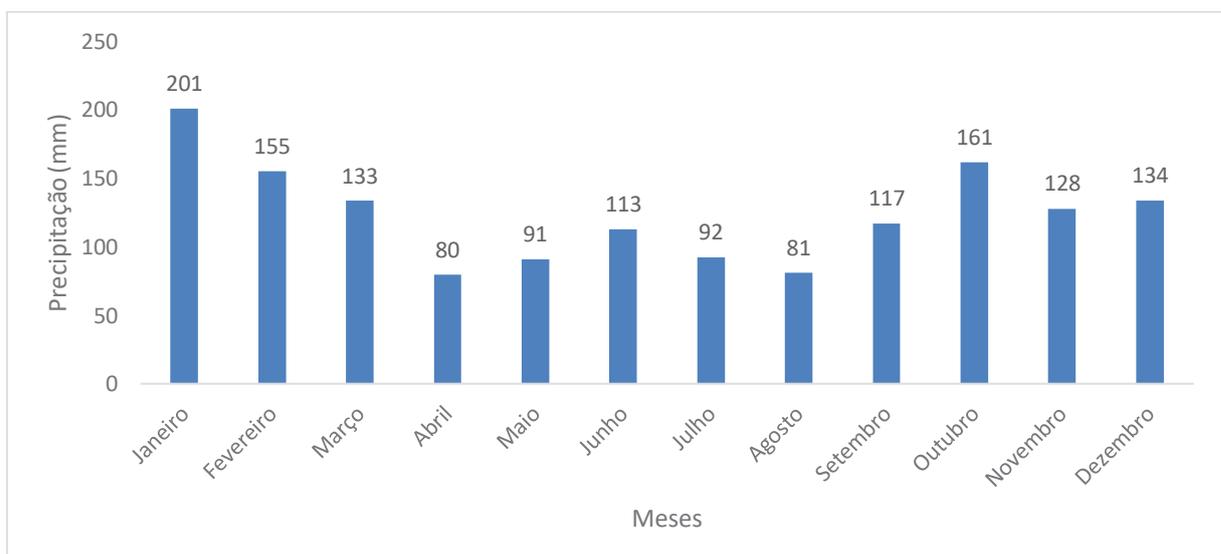
elas, destaca-se o uso da água de cavas de extração mineral para abastecimento, entre os meses de julho e agosto, após a análise de qualidade da água, onde se obteve padrões de qualidade para o tratamento e, posterior, abastecimento para população (COALIAR, 2013).

Outros anos que se destacam por possuir baixos valores de precipitação média anual são 2004, 2008, 2020 e 2021, com média anual inferior a 105 mm. Como parâmetro de comparação, 76% dos 25 anos avaliados estão com precipitação média anual acima deste valor, sendo que a precipitação média anual para o período avaliado é 124 mm.

É importante salientar que os baixos índices pluviométricos de 2020 e 2021 impactaram igualmente o abastecimento de água da Região Metropolitana de Curitiba, motivando novamente a busca por novas fontes por parte da SANEPAR. A solução adotada em 2006, em utilizar a água das cavas de extração mineral, que se encontram em boa qualidade, para reserva de água para períodos de seca, tornou-se um dos fundamentos para a concepção do projeto Reservas Hídricas do Rio Iguaçu, da qual esta pesquisa faz parte no objetivo de melhora da qualidade da água do rio Iguaçu.

Para ampliar a avaliação da precipitação sobre a área, na FIGURA 47 é apresentado um gráfico de precipitações médias mensais com a indicação dos respectivos valores, no mesmo período do hietograma (FIGURA 46) entre os anos de 1995 e 2019.

FIGURA 47 – PRECIPITAÇÃO MÉDIA MENSAL DA ESTAÇÃO CURITIBA (CÓD. 2549006) PARA O PERÍODO COMPREENDIDO ENTRE OS ANOS DE 1999 E 2023



FONTE: Elaborado pelo autor com base em IAT (2024)

Os meses caracterizados como chuvosos, segundo a FIGURA 47, são os de outubro a março, e de abril a agosto são os meses que apresentam diminuição dos valores de precipitação mensal, marcando o período de estiagem. Contudo há precipitação durante todos os meses do ano, não havendo uma caracterização de seca sem chuva.

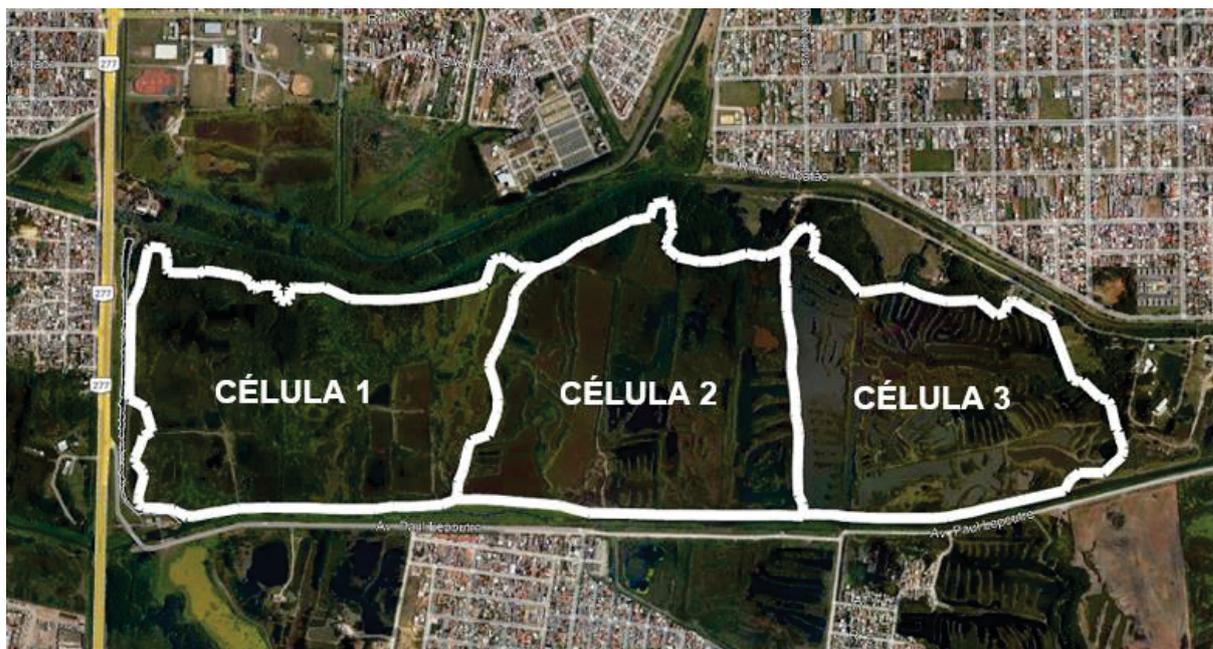
Segundo a classificação climática de Köppen-Geiger (2013), a área de estudo é caracterizada com clima temperado e superúmido, e possui os meses com menores valores de chuva compreendidos entre maio e agosto, revelando uma divergência na média mensal de abril, mas justificada como uma característica isolada desta estação pluviométrica, já que segundo Lisboa *et al.* (2024), outras estações próximas e na mesma bacia hidrográfica, possuem convergência nos dias de chuva, porém, possuem seu período de estiagem definido entre maio e agosto, não incluindo abril, como Köppen-Geiger (2013) estabelece.

Segundo a FIGURA 47, janeiro é o mês com maior valor médio de precipitação (201 mm), enquanto abril é o menor (80 mm). Contudo, há uma diferença desprezível entre abril e agosto, de apenas 1 mm.

#### 4.2.2 Hidromorfologia

Quanto ao volume de armazenamento das cavas, a batimetria foi realizada seguindo a mesma disposição do estudo de balanço hídrico (Hamirisi, 2023), dividindo a área em três células (FIGURA 48), unindo as *wetlands* que possuem conexão parcial, e facilitando a análise do entendimento hídrico com a subdivisão. A batimetria e altimetria da área, estão apresentadas nas pranchas inseridas no ANEXO B.

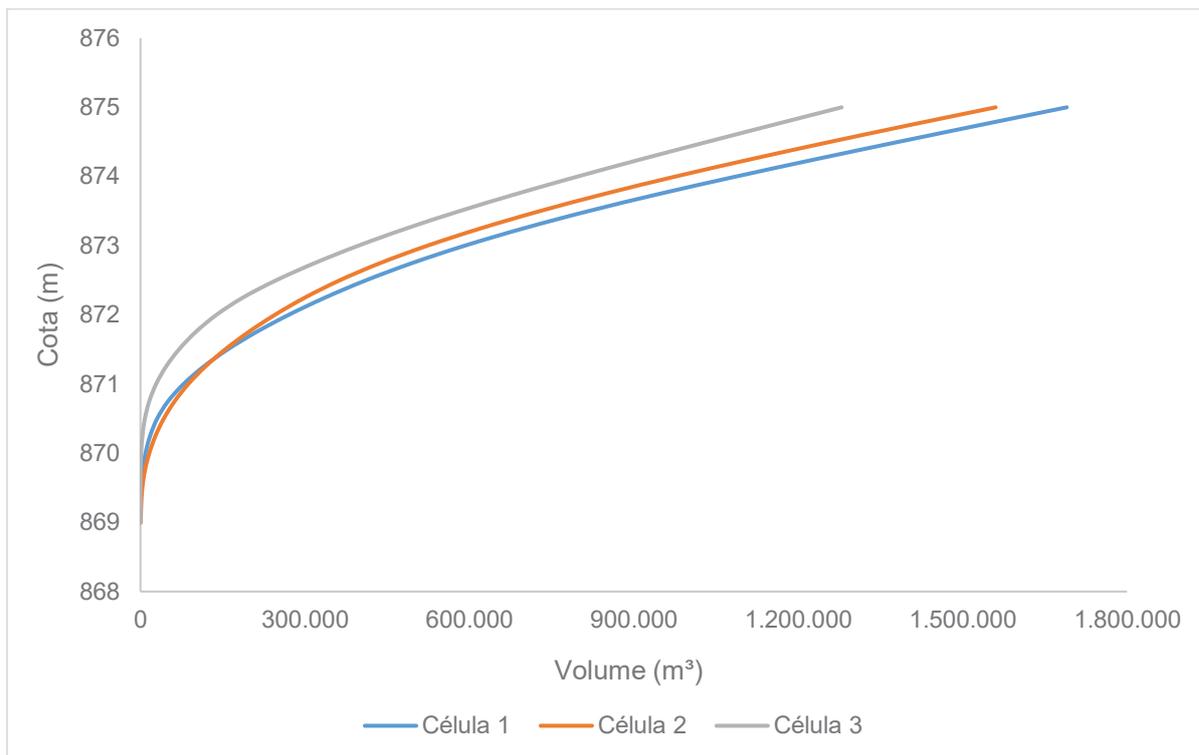
FIGURA 48 – INDICAÇÃO DA SUBDIVISÃO DAS WETLANDS EM TRÊS CÉLULAS



FONTE: Hamirisi (2023)

Na FIGURA 49 é apresentado a relação da cota com o volume para as três células, variando a cota entre as elevações de 869,0 a 875,0 metros. Para as menores cotas, a célula com maior volume é a célula 2, sobretudo, para as maiores cotas, a célula 1 supera a célula 2 no volume de água armazenado. Esta análise pode ser visualizada pois a curva azul da célula 1 cruza a curva laranja da célula 2, a partir da cota 871 metros, ultrapassando o volume de água das cavas, até a cota máxima, que por ser a mesma para as três células, torna possível observar o maior armazenamento da célula 1 pela curva azul atingir maiores valores no eixo da abscissa.

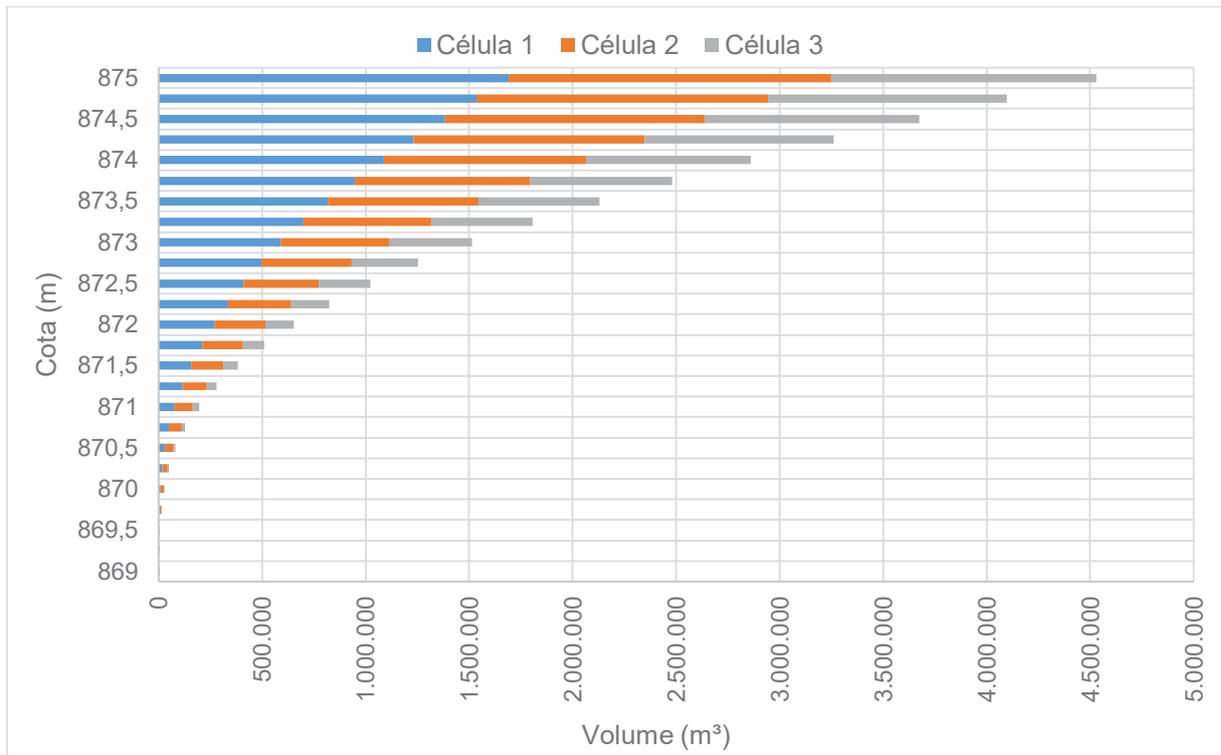
FIGURA 49 – GRÁFICO DA CURVA COTA X VOLUME PARA AS CÉLULAS DA WETLAND



FONTE: Elaborado pelo autor com base em Hamirisi (2023)

Para um entendimento do volume total capaz de ser armazenada na utilização das três células juntas, foi plotado o gráfico apresentado na FIGURA 50 que contém as cotas no eixo das ordenadas, e no eixo das abscissas o volume acumulado pelas células, diferenciando a contribuição de cada uma delas pela cor das barras.

FIGURA 50 – VOLUME ACUMULADO NAS WETLANDS PARA DIFERENTES COTAS ALTIMÉTRICAS



FONTE: Elaborado pelo autor com base em Hamirisi (2023)

A análise da profundidade das *wetlands* revela uma variação significativa, diretamente influenciada pela cota do nível de água, o que, por sua vez, altera o volume de água armazenado. As profundidades observadas variam desde menos de um metro até mais de quatro metros em determinados pontos. Esta heterogeneidade apresenta desafios no controle da operação das *wetlands* na melhoria da qualidade da água.

A *Orlando Easterly Wetland*, uma *wetland* que mesmo sendo considerada construída, é maior que a área de estudo, foi abordada como um caso de estudo pelo EPA (2000), onde a recomendação de profundidade se compatibilizou com a norma técnica NBR 17076 (ABNT, 2024), indicando que profundidades médias em torno de um metro são ideais para o tratamento eficaz da água.

Nessas profundidades, a interação entre a coluna d'água e as macrófitas é maximizada, favorecendo processos aeróbios essenciais para a degradação de matéria orgânica e a remoção de nutrientes. A profundidade excessiva pode, contudo, criar zonas anaeróbias indesejáveis, especialmente quando associada à presença de

macrófitas submersas. Nessas condições, a aeração nas zonas mais profundas é limitada, comprometendo a eficiência dos processos de tratamento.

No caso em análise, contudo, trata-se de *wetlands* formada a partir de cavas de extração mineral, onde a profundidade não foi planejada para tal uso. Este fator impõe a necessidade de intervenções e monitoramento contínuo para assegurar que a variação não usual da profundidade não prejudique a eficiência no tratamento da água. Desta forma, é indicado a implementação de recomendações específicas, como as abordadas na seção 4.3, fundamentadas na revisão bibliográfica e nas observações empíricas obtidas durante a pesquisa.

Embora as profundidades mais elevadas possam não ser ideais para o tratamento, há vantagens associadas, especialmente no contexto de reabastecimento de rios em períodos secos. Com a capacidade de armazenar grandes volumes de água, associada ao objetivo de devolver a água ao rio com melhor qualidade, em períodos de estiagem, ao invés de derivar a água fluvial e devolvê-la após o tratamento, é possível interromper a entrada de água nas *wetlands*, e utilizá-las somente para abastecer o rio, contribuindo para a manutenção do fluxo hídrico.

Sobretudo, a elevada profundidade das *wetlands*, com elevada qualidade da água, pode ser utilizada como reserva, como foi feito em 2006 e 2021 de maneira emergencial, para suprir a demanda de água no abastecimento da Região Metropolitana de Curitiba (Silveira *et al.*, 2021; Moreira; Silveira; Possetti; Gonchorosky, 2021).

#### 4.2.3 Vegetação

Mediante a importância da vegetação na constituição de uma *wetland*, e sua contribuição na melhora da qualidade da água, foi realizado um levantamento aéreo da área de estudo por meio de um Veículo Aéreo Não Tripulado (VANT) que permitiu a identificação da vegetação presente. Na FIGURA 51 é apresentado a compilação do mosaico da vegetação obtida pelo voo por VANT.

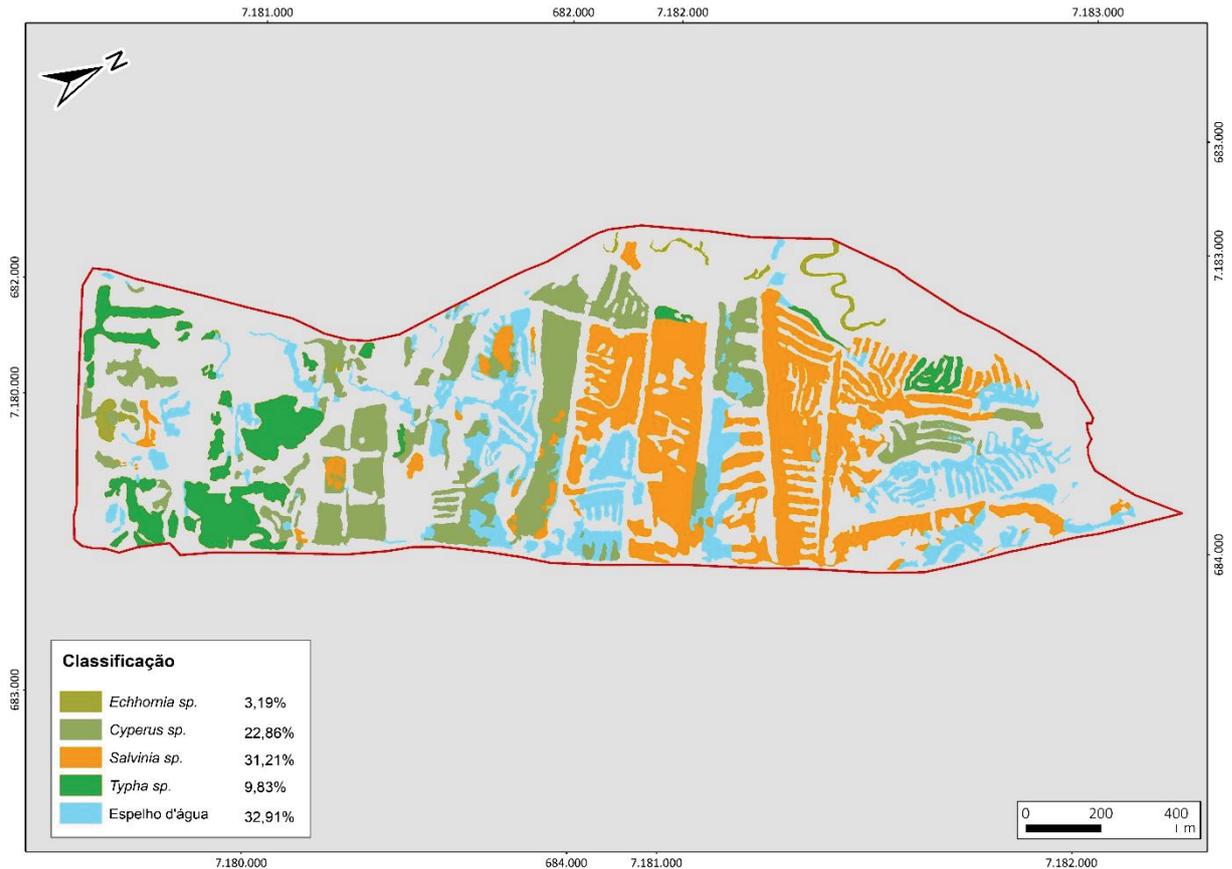
FIGURA 51 – MOSAICO DA VEGETAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO OBTIDA POR VEÍCULO AÉREO NÃO TRIPULADO EM AGOSTO DE 2023



FONTE: UNILIVRE (2024)

Com a visita em campo e a identificação de espécies amostrais *in locu*, obteve-se o reconhecimento automático e computadorizado das espécies mais representativas sobre as cavas, assim como sua área de cobertura, demonstradas na FIGURA 52.

FIGURA 52 – PORCENTAGEM DE COBERTURA VEGETAL E DO ESPELHO D'ÁGUA DA ÁREA DE ESTUDO EM AGOSTO DE 2023



FONTE: UNILIVRE (2024)

O reconhecimento da cobertura vegetal por meio de Veículos Aéreos Não Tripulados (VANTs) representa uma inovação tecnológica em atividades anteriormente realizadas exclusivamente por levantamentos em campo. Esta tecnologia requer calibração com um levantamento amostral em campo, mas depois desta compatibilização das imagens multiespectrais do voo com a visita em campo, é possível um reconhecimento automático e acelerado das macrófitas em áreas de grandes dimensões.

A identificação manual da vegetação é trabalhosa, demorada, sujeita a erros e as vezes inviável quando em locais de difícil acesso, como em planícies de inundação

como é na área de estudo. Miranda e Costa (2015) pontuam esta dificuldade ao propor o monitoramento da cobertura vegetal em uma Planície de Inundação em São José dos Campos (SP). Contudo, por realizar um levantamento somente por imagens de satélite, como feito por Miranda e Costa (2015), a qualidade da imagem e consequentemente dos dados, é comprometida. Este desafio é citado por Holler *et al.* (2022), que reforça o uso de câmeras multiespectrais como foi utilizado para geração da imagem em alta qualidade da FIGURA 51 e reconhecimento com maior precisão na FIGURA 52, se comparado a um reconhecimento por imagem de satélite.

O crescimento da vegetação, que ocorre naturalmente devido a condições favoráveis ao seu desenvolvimento, ou a morte parcial da vegetação resultante de mudanças climáticas, como secas ou geadas, somado as variações nas espécies ao longo do tempo, cria a necessidade de um acompanhamento periódico do local. Quando realizado exclusivamente por reconhecimento em campo, esse monitoramento se torna inviável, especialmente em áreas extensas como as *wetlands* em estudo.

Neste contexto, a tecnologia VANT se destaca por inovar a identificação e o monitoramento da vegetação, proporcionando suporte para diversas decisões. Holler *et al.* (2022) descrevem benefícios semelhantes desta tecnologia para o reconhecimento da vegetação, com foco em florestas. De maneira análoga, Oliveira, Silva, Silva e Santos (2020) ressaltam o avanço no monitoramento de vegetações em lavouras por meio da utilização de VANTs, embora sublinhem a necessidade de mais estudos para a calibração adequada e definição dos possíveis erros associados.

O resumo das informações referentes à vegetação, apresentando o nome científico, o nome comum e as suas respectivas porcentagens sobre a área de estudo, desconsiderando a lâmina de água aparente, estão apresentados no QUADRO 8.

QUADRO 8 – ESPÉCIES E SUAS PORCENTAGENS NA ÁREA DE ESTUDO

Nome científico	Nome comum	Forma Biológica	Porcentagem de vegetação
<i>Salvinia</i> sp.	orelha-de-onça	Flutuante livre	41
<i>Cyperus</i> sp.	junquinho	Emergente	30
<i>Typha</i> sp.	taboa	Emergente	13
<i>Eichhornia</i> sp.	aguapé	Flutuante livre	4

FONTE: Autor

As macrófitas apresentam um padrão de distribuição relacionado à profundidade da água, especialmente ao se considerar a forma biológica das espécies. Na área de estudo, observou-se que as macrófitas flutuantes livres, como *Salvinia* sp. e *Eichhornia* sp., predominam em locais de maiores profundidades. Esse padrão também foi identificado em estudos anteriores, como o de Pott e Pott (2003) em um levantamento de macrófitas no Pantanal, destacando a presença dessas espécies entre um e cinco metros de profundidade. Da mesma forma, um estudo em reservatórios de água realizado pelo CEMIG (2021) evidencia a consistência desse comportamento, mesmo em diferentes locais.

Por outro lado, as macrófitas emergentes, como *Typha* sp., foram encontradas em áreas de baixas profundidades, onde a lâmina de água se torna praticamente imperceptível, conforme ilustrado na FIGURA 53. Esse comportamento é consistente com a literatura, onde Alves, Tavares e Trevisan (2011) apontam que vegetações anfíbias e emergentes tendem a se estabelecer em profundidades de até 0,30 metros.

FIGURA 53 – INDICAÇÃO DA *TYPHA DOMINGUENSES* NA ÁREA DE ESTUDO

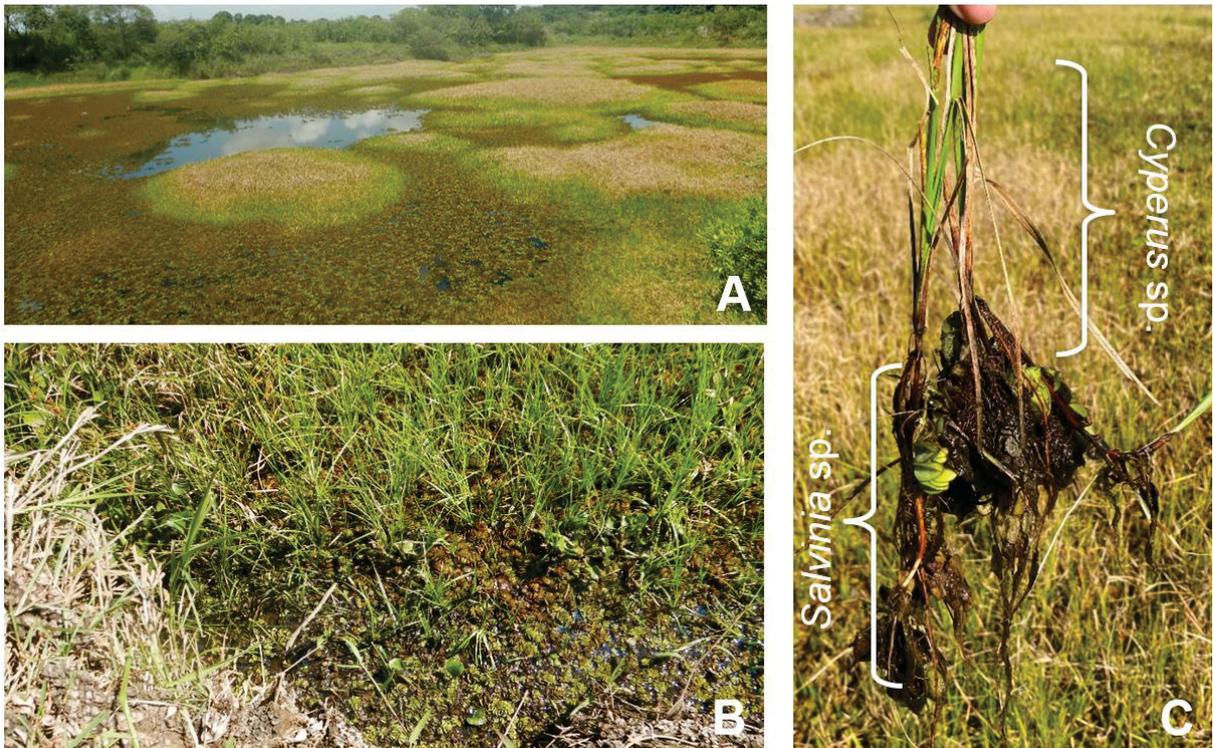


FONTE: Autor

No entanto, foi observado na área de estudo uma espécie emergente, *Cyperus*, em locais de elevadas profundidades, coabitando com a *Salvinia* (FIGURA 54A). Durante a visita técnica, notou-se que *Cyperus* estava se desenvolvendo sobre a *Salvinia*, o que sugere um comportamento epífita (FIGURA 54B e FIGURA 54C), permitindo seu crescimento em áreas atípicas para macrófitas emergentes devido à profundidade. Esse fenômeno foi igualmente registrado em uma área do extremo sul

do Rio Grande do Sul, onde *Cyperus* se desenvolveu sobre *Salvinia* (Soares; Villar; Hefler, 2015), corroborando com a observação feita na área de estudo.

FIGURA 54 – DESENVOLVIMENTO DO *CYPERUS* SOBRE A *SALVINIA*. A) COABITAÇÃO ENTRE *CYPERUS* E *SALVINIA*. B) VISTA APROXIMADA DO *CYPERUS* COMO EPÍFITA SOBRE A *SALVINIA*. C) RAÍZES DO *CYPERUS* SOBRE A *SALVINIA* EM AMOSTRA RETIRADA DA WETLAND.

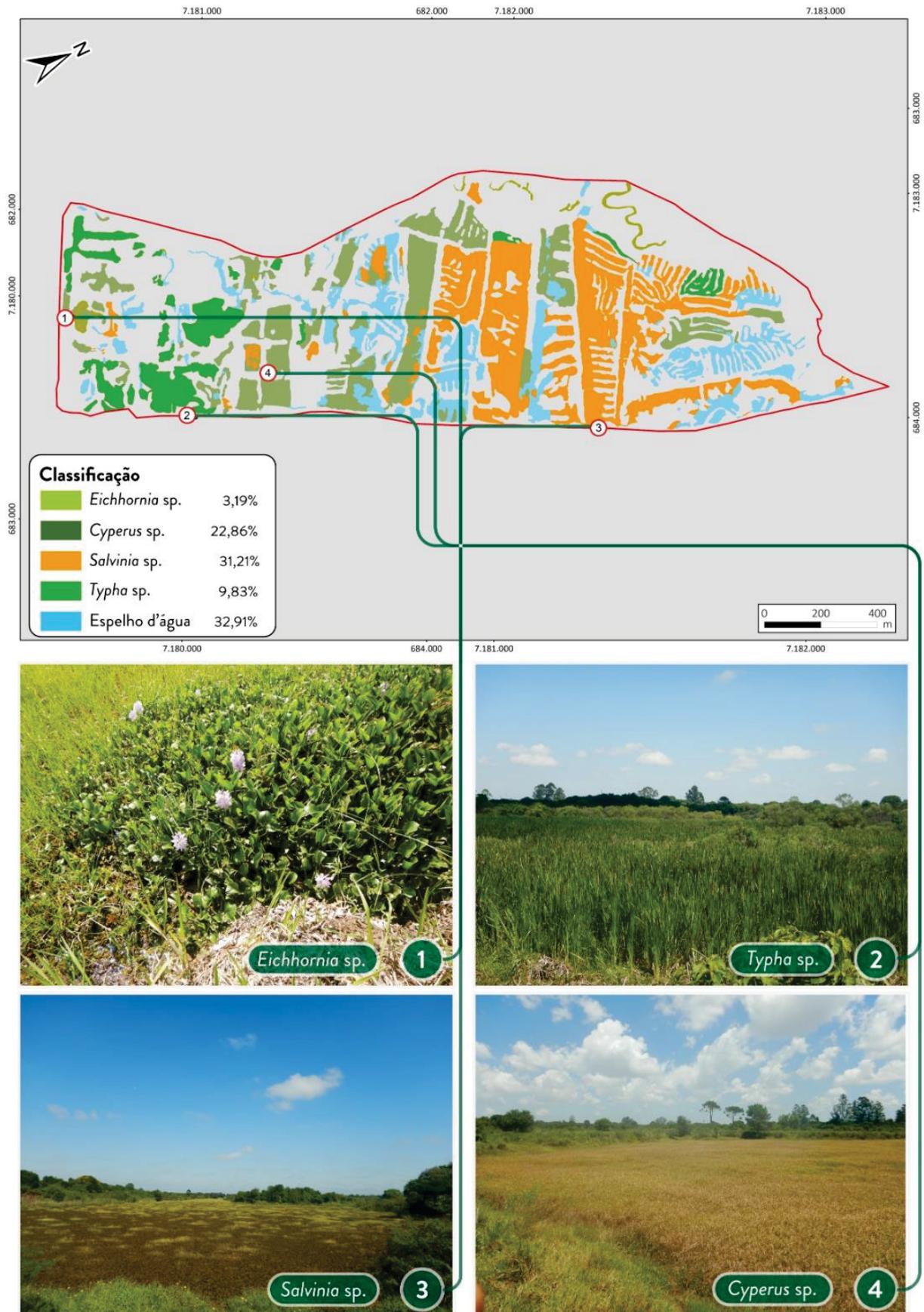


FONTE: Autor

O desenvolvimento do *Cyperus* sobre a *Salvinia*, cria um cenário divergente da relação usual da forma biológica com a profundidade, quando se trata somente de um monitoramento da vegetação por VANT, e reconhecimento das espécies somente pela análise de sua cobertura. Esta complexidade das comunidades de macrófitas, ressalta a necessidade do monitoramento contínuo, e associá-lo a visitas em campo para validação do reconhecimento automaticamente por câmeras multiespectrais.

Para ilustração das vegetações mais representativas da área, foi elaborado a FIGURA 55, onde consta o mapa de reconhecimento das macrófitas junto às fotos georreferenciadas da visita em campo.

FIGURA 55 – IDENTIFICAÇÃO DAS MACRÓFITAS COM FOTOS GEORREFERENCIADAS



FONTE: Autor

A *Salvinia* sp. foi a macrófita com maior porcentagem de cobertura na área, com aproximadamente 31%, seguida pelo *Cyperus* sp. com aproximadamente 23%, *Typha* sp. com aproximadamente 10% e *Eichhornia* sp. com aproximadamente 3%.

Preussler, Mahler e Maranhão (2014) identificaram a *Eichhornia crassipes* em áreas semelhantes, na mesma bacia hidrográfica, às margens do rio Iguaçu, mais à jusante. Da mesma *Salvinia* e *Cyperus* foram encontradas na mesma bacia hidrográfica, pela pesquisa desenvolvida por Cavalheiro, Amorim, Preussler e Maranhão (2014), além da própria *Eichhornia crassipes*. Este estudo pontuou a relação entre a eficiência na remoção de matéria orgânica com o processo de rizodegradação, por meio da liberação de oxigênio pelas raízes, favorecendo o desenvolvimento de microrganismos aeróbios que estão envolvidos direta ou indiretamente na degradação da matéria orgânica.

Kitamura e Maranhão (2015) complementam ao destacar a importância da vegetação nos tratamentos executados por *wetlands*. A remoção dos parâmetros nutricionais e de matéria orgânica é consequência da fitoextração, fitoestimulação e rizodegradação.

Brix (1997), Jones, Williamson e Owen (2006), e Zhang, Zheng e Sharp (2010), atribuem esse processo à presença de aerênquima nas macrófitas. Assim, a eficiência do tratamento em *wetlands* no que tange à matéria orgânica pode ser atribuída à presença de aerênquima nas macrófitas, que são tecidos vegetais responsáveis pelo armazenamento de oxigênio.

Alves-da-Silva, Bona, Moço e Cervi (2014) identificaram quatro espécies de *Cyperus*, duas espécies de *Salvinia*, e a *Eichhornia crassipes* nos reservatórios Iraí, Passaúna, Piraquara I e II, que são próximos a área de estudo.

Comparando as espécies encontradas na bacia hidrográfica do Alto Iguaçu com outras *wetlands* da América do Sul, a família *Cyperus* é encontrada em grande quantidade de espécies em ambos os ecossistemas, enquanto a *Typha* é encontrada em poucas espécies (Ferreira *et al.*, 2011).

Cabe ressaltar que esta identificação das macrófitas realizadas para a área de estudo, não é permanente, pelo contrário, se modifica, em relação à área de cobertura, e até mesmo na ocorrência das espécies. Essa transição de espécies pode ser observada no estudo de Cavalheiro, Amorim, Preussler e Maranhão (2014) e no de Kitamura e Maranhão (2015), onde a mudança da vegetação foi contínua durante o período monitorado, à medida que a carga orgânica do efluente mudava, ou nas

mudanças das estações do ano, com a variação de temperatura, chuvas intensas, geadas, entre outras variáveis que contribuem para uma sucessão das macrófitas em *wetlands* naturais.

Outro aspecto identificado durante a visita técnica foi o arraste de macrófitas, especialmente as flutuantes, pelo próprio rio durante o período de cheia, transbordando o leito e inundando as cavas, o que altera a composição vegetal local. Essas macrófitas acabam por se instalar em outras regiões com fluxo lótico mais reduzido ou são depositadas nas margens do rio e das cavas, onde, eventualmente, secam com o tempo.

A porcentagem de cobertura vegetal é um importante indicador do potencial de tratamento nas *wetlands*. De acordo com Tanner (2001), Vymazal (2007) e Kadlec e Wallace (2009), a cobertura vegetal ideal deve variar entre 70% e 100% para garantir maior eficiência nos processos de tratamento. No entanto, esses estudos não consideram *wetlands* com as dimensões semelhantes às da área em análise, o que impõe maiores dificuldades de manejo e aumento no volume de biomassa a ser destinado após o recolhimento das macrófitas.

Diante do elevado volume de água presente nas *wetlands* em estudo, que proporciona maior tempo de detenção hidráulica, a cobertura vegetal observada, em torno de 67%, é adequada para que os processos de fitorremediação atuem de forma eficaz na melhoria da qualidade da água. Além disso, permite um manejo periódico com maior intervalo de tempo, já que a cobertura da lâmina d'água inteiramente preenchida por macrófitas não é recomendada, uma vez que, ao término de seu ciclo de vida, as substâncias acumuladas por essas plantas são liberadas, contribuindo para a deterioração da qualidade da água.

Por esta razão que deve haver um monitoramento frequente da cobertura vegetal sobre a *wetland* e o manejo no momento ideal. Este e outros assuntos são abordados e discutidos na seção seguinte como recomendações para o uso das *wetlands* no tratamento da água.

O reconhecimento da vegetação aquática, bem como suas formas biológicas, pode auxiliar na estimativa da profundidade da água, fornecendo projeções sobre o potencial de tratamento em *wetlands*. Espécies emergentes, são indicativas de baixas profundidades, geralmente associadas a áreas menos eficientes para o tratamento de grandes volumes de água. Nessas condições, o processo de tratamento é limitado,

especialmente em função da menor retenção hidráulica, o que dificulta a remoção de poluentes em fluxos de maior vazão.

Por outro lado, a presença de espécies flutuantes, que se desenvolvem em locais com maiores profundidades, sugere um potencial mais elevado no tratamento de volumes de água. Nessas condições, as *wetlands* apresentam maior capacidade de retenção e contato entre a biomassa e os contaminantes, promovendo uma melhor eficiência no processo de purificação. A associação entre a composição da vegetação e a profundidade da água é, portanto, uma ferramenta para a previsão da capacidade de tratamento em *wetlands*.

O reconhecimento da vegetação aquática também oferece benefícios na estimativa do potencial de tratamento com base na capacidade de fitorremediação das espécies identificadas. Específicas espécies se destacam por inferir o potencial de remoção de nutrientes, metais pesados e outros compostos emergentes. Em casos como o desta pesquisa, onde não foi possível realizar o acompanhamento direto da qualidade hídrica ou testes de comprovação, a correlação entre a identificação das espécies presentes e estudos anteriores que demonstram a influência da vegetação no tratamento, proporciona um respaldo na estimativa de remoção de determinadas substâncias.

No QUADRO 9 é apresentada uma relação dos compostos contaminantes que são fitoremediados pelas principais macrófitas encontradas na área de estudo, oferecendo um panorama dos poluentes mais suscetíveis à remoção pela vegetação na operação da *wetlands* para a melhora da qualidade da água de rios.

QUADRO 9 – POTENCIAL NA REMOÇÃO DE SUBSTÂNCIAS DAS ESPÉCIES COM MAIOR COBERTURA VEGETAL NA ÁREA DE ESTUDO

Espécie	Potencial de tratamento	Referências
<i>Salvinia</i> sp.	Remoção de matéria orgânica, N, P e metais pesados como Pb, Cd, Ni.	Zahari <i>et al.</i> (2023); Munfarida <i>et al.</i> (2019)
<i>Cyperus</i> sp.	Remoção de matéria orgânica, sólido suspensos, N e P.	García-Ávila <i>et al.</i> (2019); Smith e Walker (2023); Tran, Tran e Huong (2020)
<i>Typha</i> sp.	Remoção de matéria orgânica, N, P e metais pesados como Zn e Cu.	Hamad (2020); Zhang <i>et al.</i> (2021)
<i>Eichhornia</i> sp.	Remoção de matéria orgânica, N, P, e metais pesados como Pb, Cd e Hg.	Monroy-Licht, Carranza-Lopez e Parra-Guerra (2024); Agunbiade, Olu-Owolabi, Adebowale (2029).

FONTE: Autor

A análise das espécies vegetais *Salvinia* sp., *Cyperus* sp., *Typha* sp. e *Eichhornia* sp. revela um padrão na remoção de contaminantes, destacando a capacidade dessas plantas para melhorar a qualidade da água. As substâncias fitorremediadas que aparecem em todos os estudos utilizados incluem a matéria orgânica, nitrogênio, fósforo e metais pesados. Portanto, a composição da vegetação em uma *wetland* é um fator de influência na sua eficácia para o tratamento da água, e a cobertura predominante dessas plantas na área de estudo sugere uma capacidade efetiva para a remoção de poluentes e melhora da qualidade da água do rio.

### 4.3 RECOMENDAÇÕES PARA O USO DAS *WETLANDS* NO TRATAMENTO DA ÁGUA DE RIOS

Esta seção tem como objetivo apresentar recomendações e instruções para o uso de *wetlands* formadas por cavas de extração mineral na melhoria da qualidade da água de rios. Trata-se de um estudo preliminar, que poderá ser usado como base para os projetos futuros, com base em exemplos aplicados na área de estudo da pesquisa fornecendo um conjunto de orientações técnicas.

As recomendações irão seguir cinco segmentos:

- Regime de funcionamento das *wetlands*;
- Balanço hídrico;
- Intervenções;
- Gerenciamento e monitoramento do sistema;
- Manejo e destinação das macrófitas.

A primeira recomendação fundamenta-se na determinação do regime operacional das *wetlands*, considerando a influência fluvial. Isso implica definir o fluxo de entrada de água fluvial desejado para estabelecer o regime de funcionamento das *wetlands* no processo de tratamento da água.

A segunda recomendação refere-se à realização do balanço hídrico nas *wetlands*. Com o regime operacional já definido, torna-se necessário realizar o balanço de massa do sistema, levando em conta as interferências externas que impactam as entradas e saídas de água.

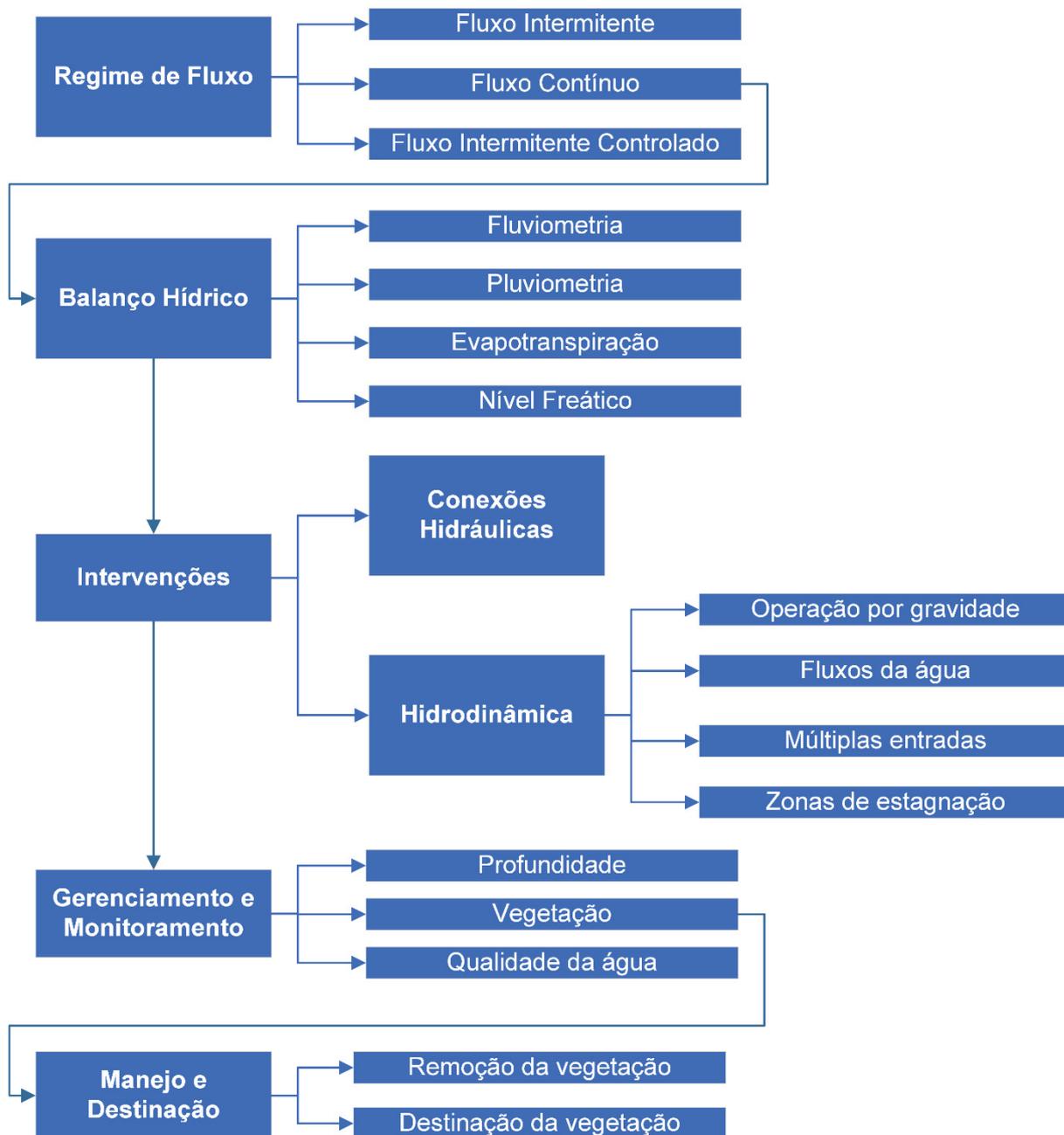
A terceira recomendação versa sobre as intervenções e adaptações necessárias em *wetlands* formadas a partir de cavas de extração mineral, para que estas possam efetivamente contribuir para a melhoria da qualidade da água fluvial.

A quarta recomendação concerne à importância do gerenciamento e monitoramento do sistema, visando garantir o contínuo funcionamento e a operação eficiente das *wetlands*.

A quinta recomendação diz respeito à necessidade de manejo das macrófitas presentes nas *wetlands* e às possíveis destinações adequadas para o material resultante desse manejo.

Portanto, cada uma das recomendações e os principais assuntos que serão abordados em cada tópico estão ilustrados no fluxograma da FIGURA 56.

FIGURA 56 – ESTRUTURAÇÃO DAS RECOMENDAÇÕES PARA USO DAS WETLANDS NA MELHORA DA QUALIDADE HÍDRICA



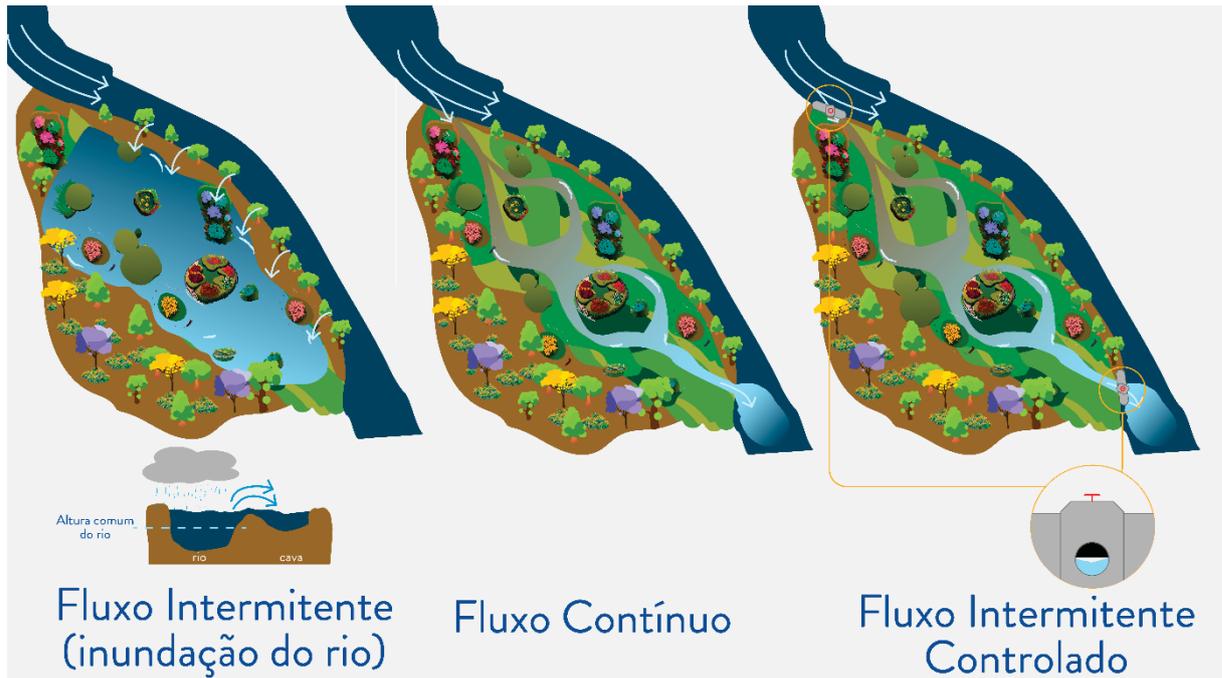
FONTE: Autor

#### 4.3.1 Regime do Fluxo

Alcançar a melhoria da qualidade da água do rio, de maneira simplificada, requer que a água do rio alimente as *wetlands*, e que posteriormente às reações físico-químicas e biológicas realizadas por meio das plantas e dos microrganismos, a água retorne ao rio com sua qualidade em melhores condições.

Foram levantados três cenários de funcionamento das *wetlands*, mediante ao fluxo fluviométrico de entrada e saída da água. O primeiro em que a entrada de água das *wetlands* está sob um regime de fluxo intermitente, o segundo com fluxo contínuo, e o terceiro com fluxo intermitente controlado, conforme ilustrado na FIGURA 57.

FIGURA 57 – CENÁRIOS DE FUNCIONAMENTO DA WETLAND SEGUNDO REGIME DO FLUXO FLUVIOMÉTRICO



FONTE: UNILIVRE (2024)

O primeiro cenário, aborda um fluxo intermitente, onde a entrada de água ocorre com a inundação do rio, extravasamento da água para além de sua calha, adentrando para o interior das cavas próximas a margem. Na inundação há a mistura da água da cava e da própria água da chuva, em melhor qualidade, com a água do rio, desencadeando na diluição dos contaminantes, e diminuição de sua concentração.

Ao inundar as cavas com a água excedente do rio, o fluxo de transbordamento com carácter turbulento e desordenado, promove uma aeração natural, enquanto reabastece a água nas cavas. Quando a cota do rio se reestabelece numa altura inferior a cota limite da calha, as cavas se encontram cheias de água reabastecidas pelo rio, com maior presença de nutrientes. Esta condição é ideal para desenvolvimento das macrófitas, e conseqüente retomada dos processos que

ocorrem nas *wetlands*. Se trata de um cenário isolado, incontrollável e recorrente, isto é, não pode ser evitado, sua ocorrência pode ser estimada, porém, ao acontecer, alimentará o sistema e resultará na melhora da qualidade da água do rio.

Muitos relatórios técnicos respaldam esse fenômeno, porém com um viés da utilização das *wetlands* para controle de cheias como no relatório da MINEROPAR (2001) e no Plano de Bacias do Alto Iguaçu e Afluente do Alto Ribeira (COALIAR, 2013), que além de abordar a atuação das cavas como contenção de cheias, cita que a qualidade da água nas cavas está em melhor qualidade que a do rio, fundamentando este cenário de fluxo intermitente. Além destes relatórios, na pesquisa desenvolvida por Yamamoto (2012), há a descrição da conectividade entre os rios e as *wetlands* por meio da variação dos níveis fluviométricos, que por sua vez, possui influência pluviométrica.

O segundo cenário se trata do sistema operando sob um fluxo contínuo, e na maior parte de seu volume, com um fluxo disperso, contudo, variando em alguns trechos como fluxo em pistão devido aos formatos das cavas e os obstáculos gerados pela exploração mineral. Neste cenário foi prospectado o desvio da água do rio, proporcionando a entrada de água com uma vazão interrompida, por mais que seja variável, devido a variação da cota do rio, o sistema terá funcionamento constante. Após a água percorrer as cavas, retornaria para o rio, em um ponto à jusante, devolvendo a vazão desviada à montante com maior qualidade.

Neste cenário, o tratamento da água possui parâmetros mais controlados, por meio do intervalo do tempo de detenção hidráulica de operação das *wetlands*. Este parâmetro pode ser calculado por meio do monitoramento da vazão e cota do rio, que determina o quanto de água entrará na *wetland*, por meio da cota de instalação da conexão fluvial. Tendo ciência da batimetria das cavas, e a vazão de entrada, tem-se o TDH. Como a vazão do rio é variável, a entrada de água do rio para as *wetlands* também será, obtendo assim um intervalo de possíveis TDH.

Para esta condição, o sistema só deixaria de operar com entrada de água se a vazão do rio diminuísse o suficiente a ponto de a cota de água do corpo hídrico ficar abaixo da cota de instalação do conector hidráulico, o que seria benéfico para a permanência da saúde ecológica do rio, não retirando água em um período com baixa vazão. Sobretudo, a depender da cota de instalação do conector hidráulico de saída de água, as *wetlands* poderão servir como repositores de água com melhor qualidade para o rio, quando este se encontrar com baixa vazão.

A proposta de utilização das *wetlands* sob este regime é sugerida pelo Plano Diretor da Área de Interesse Especial Regional do Iguaçu, para atuação na melhora da qualidade da água do rio (COMEC, 2013). Yamamoto (2011) contribui na formulação deste cenário ao pontuar a existência de conexões da própria área de estudo com o rio, e o efeito que esse fluxo contínuo tem na melhora da qualidade da água.

O terceiro cenário se trata do sistema operando em um fluxo intermitente controlado, de tal forma que haja o controle de fechamento e abertura da conexão que realiza o desvio da água fluvial para o interior das *wetlands*. Desta maneira, as reações das *wetlands* poderão atuar de maneira estática e dinâmica, a depender da abertura ou fechamento da comporta. O ideal é a conexão ser instalada em cota de tal forma que a tubulação fique afogada a maior parte do tempo, garantindo a entrada de água sempre que em condição de abertura da comporta.

Nesta condição, o regime se assemelha ao fluxo por batelada, porém não é possível garantir a mistura completa. As condições se tornam mais controladas, porém para momentos de fechamento das comportas, há a diminuição da dinâmica da água, que somada a elevada quantidade de nutrientes, cria-se o risco de eutrofização.

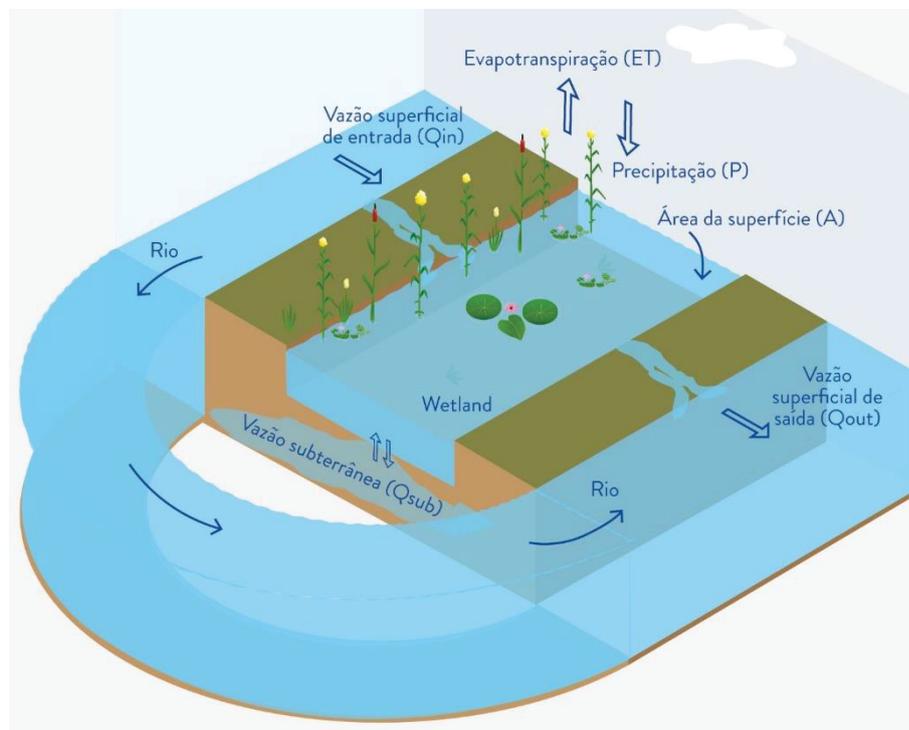
Dentre os três cenários, o primeiro deles acontecerá inevitavelmente de tempos em tempos, não sendo possível controlá-lo. O terceiro cenário possui alguns benefícios, que por sua vez é indicado por Ahmed, Agodzo e Adjei (2021), principalmente no que se refere a ao elevado grau de controle de entrada e saída de água e dos níveis de água, evitando altas velocidades que prejudicariam na eficiência da melhora da qualidade da água. Sobretudo, exige-se maior acompanhamento e manutenção, se distanciando do objetivo de funcionamento do sistema com baixo grau de interferência.

Desta forma, almejando o funcionamento das *wetlands* com máximo potencial e elevada eficiência, conclui-se que o segundo cenário, de operação das *wetlands* com fluxo contínuo, é o mais ideal para os objetivos desta pesquisa, por sua viabilidade e autossustentabilidade. Definir como será a entrada e saída de água das *wetlands*, e conseqüentemente o fluxo de operação da mesma, é a primeira etapa para estruturação das adequações que devem ser feitas nas *wetlands* para atuar no objetivo proposto.

### 4.3.2 Balanço Hídrico

A realização de um balanço hídrico em *wetlands* é essencial para garantir a eficiência do tratamento de água, levando em consideração a continuidade da massa e sua variação no tempo. O balanço hídrico permite compreender a dinâmica de entrada e saída de água no sistema, considerando fatores como o escoamento superficial, a precipitação, a evapotranspiração e o escoamento subterrâneo, ilustrado na FIGURA 58.

FIGURA 58 – VARIÁVEIS A SEREM CONSIDERADAS NO BALANÇO HÍDRICO DE UMA WETLAND NO TRATAMENTO DA ÁGUA DE RIO



FONTE: Autor

No contexto da derivação de água fluvial para o interior das *wetlands*, o escoamento proveniente do rio torna-se a principal fonte de contribuição hídrica, tanto na entrada quanto na saída do sistema. A precipitação, por sua vez, constitui a segunda maior fonte de entrada de água, sendo a principal em situações onde não há a contribuição de um rio adjacente, como ocorre em lagos.

Excluindo-se a vazão de saída das *wetlands* para retorno ao rio, a evapotranspiração representa o principal mecanismo de saída de água do sistema, especialmente durante períodos de seca. O nível freático também possui contribuição

para a entrada ou saída de água, dependendo das condições específicas. Se o fundo das *wetlands* estiver acima do nível freático, haverá entrada de água; contudo, o oposto também pode ocorrer, resultando na perda de água para o solo por meio de infiltração e percolação.

As variáveis citadas acima, assim como outras que não se aplicam para o objetivo almejado nesta pesquisa, são abordadas por Von Sperling (2007) com uma abordagem voltada a tratamento de efluentes, porém adaptada e replicada por Dotro *et al.* (2017) para *wetlands* construídas. Kadlec *et al.* (2000) também cita estas variáveis no desenvolvimento do balanço hídrico a julgar sua importância para controle de poluição por meio de *wetlands* construídas.

Dessa forma, apresenta-se a EQUAÇÃO 1, adaptada de Kadlec e Wallace (2009), para o uso pretendido nesta pesquisa:

$$Q_{in} - Q_{out} + Q_{sub,in} - Q_{sub,out} + (P.A) - (ET.A) = \frac{dV}{dt} \quad (\text{EQUAÇÃO 1})$$

Onde:

$Q_{in}$  é a vazão superficial de entrada ( $m^3/d$ );

$Q_{out}$  é a vazão superficial de saída ( $m^3/d$ );

$Q_{sub,in}$  é a vazão subterrânea de entrada ( $m^3/d$ );

$Q_{sub,out}$  é a vazão subterrânea de saída ( $m^3/d$ );

P é a precipitação ( $m/d$ );

A é a área de lâmina de água ( $m^2$ );

ET é a evapotranspiração ( $m^3/d$ );

$dV$  é a variação do volume de água na *wetland* ( $m^3$ );

$dt$  é a variação do tempo (d).

Os dados de precipitação, que contribuem para a entrada de água no sistema, assim como a saída de água pela evapotranspiração, são oriundos de informações meteorológicas, e fornecidas por meio de estações meteorológicas automatizadas. Recomenda-se a utilização de dados da estação mais próxima das *wetlands*, adquirindo então, as séries históricas e medições atuais de precipitação, temperatura do ar, umidade relativa, radiação solar, e velocidade e direção do vento.

Para quantificação da evapotranspiração, sugere-se uma abordagem que compile as variáveis monitoradas na estação meteorológicas automatizadas citadas

anteriormente. Penman-Monteith (1998) desenvolveu um método que leva em consideração a radiação, fluxo de calor no solo, valores médios diários de temperatura, vento e umidade do ar, utilizado pela Hamirisi (2023) no balanço hídrico para a área de estudo.

As vazões subterrâneas afluente e efluente são aspectos desafiadores de se medir no balanço hídrico, dado que se distribuem ao longo de seu perímetro, variam conforme o gradiente da linha piezométrica do nível freático e a permeabilidade do solo na direção do escoamento. Portanto, para consideração deste parâmetro, é necessário obter um conhecimento detalhado do escoamento subterrâneo ao redor das *wetlands*, embora frequentemente seja difícil obter estimativas precisas desses termos.

A dissertação de Rocha (1996) cita que o aquífero Aluvião da bacia hidrográfica do Alto Iguaçu, foi praticamente substituído por um reservatório superficial pelas cavas existentes. O Plano Estadual de Recursos Hídricos do Paraná (PERH-PR, 2007) complementa que esta troca não é unilateral, podendo o aquífero ser reabastecido também pela água das cavas.

Uma estimativa inicial do volume de entrada de água subterrânea pode ser obtida utilizando o valor da água bombeada durante as operações de mineração em cavas que precisam estar secas. Contudo, esta estimativa é útil nos estágios iniciais de enchimento da cava. Com o tempo, a taxa de entrada de água subterrânea muda a medida que a cava se preenche, podendo ser calculada com base na Lei de Darcy (Fetter; Kremer, 2001).

Devido à falta de informações sobre a subsuperfície da área de estudo, a vazão subterrânea foi considerada nula no cálculo do balanço hídrico sazonal sequencial (Hamirisi, 2023). Isso significa que os subconjuntos de cavas foram assumidos como desconectados do lençol freático, considerando um cenário desfavorável, sem movimentações entre o aquífero e as cavas, resultando em uma contribuição apenas superficial para a recuperação da capacidade do sistema hídrico.

Por esta dificuldade, que Dotro *et al.* (2017) indicam a impermeabilização das *wetlands*, mesmo para as construídas com fluxo superficial, evitando a necessidade de ajustes no cálculo do balanço hídrico. Sobretudo, cabe destacar que para *wetlands* com grandes dimensões, como a área de estudo, a impermeabilização sugerida não é viável do ponto de vista ambiental, econômico e técnico.

No entanto, pode ser considerado que à medida que o tempo avança, a permeabilidade do solo de fundo pode diminuir devido à colmatção natural dos interstícios intergranulares, que são progressivamente preenchidos por argila e silte. Esse processo resulta na obstrução dos poros e na redução da permeabilidade do solo. Consequentemente, a capacidade de percolação do solo no fundo das *wetlands* se estabiliza e é composta predominantemente por materiais de baixa permeabilidade. Esta consideração foi utilizada pela empresa Hamirisi (2023) no balanço hídrico da área de estudo, sobretudo, pontuada por Blazejewski e Murat-Blazejewska (1997) ao verificar este fenômeno em *wetlands* construídas com fluxo horizontal.

A vazão proveniente da derivação fluvial que precisa ser considerada no balanço hídrico só pode ser determinada com uma associação do estudo hidrológico do rio, e a determinação de uma cota de entrada e saída do sistema. Mediante ao escopo desta pesquisa, foram apresentados de maneira resumida etapas para se obter esses valores, e então, aplicação destas vazões no balanço hídrico.

Com a curva de permanência do rio, é possível determinar a vazão correspondente a porcentagem do tempo que se almeja a derivação da água para o interior das *wetlands*, sabendo que para períodos de seca, não é ideal para a saúde hidrológica e ecológica do rio ter parte de sua vazão desviada. Recomenda-se o uso da vazão com permanência em 95% do tempo (Q95), já que se trata do valor utilizado por órgãos ambientais para a aprovação de outorgas de captação de água superficial, como é no Paraná, realizado pelo Instituto de Água e Terra (IAT), numa portaria emitida pela antiga SUDERSHA (2006).

Havendo determinado em qual permanência do rio as *wetlands* receberão a água fluvial, pela curva de descarga, obtém-se a cota do rio correspondente a esta vazão. Mediante a relação da cota do rio com a altimetria da régua de medição, é possível obter a cota altimétrica. Este valor é o recomendável para se estabelecer a conexão do rio com as *wetlands*, pois desta forma, quando o rio se encontrar com uma vazão a baixo do valor da Q95, não haverá água sendo derivada do rio para as *wetlands*, não prejudicando a vazão ecológica do rio.

Por meio de equações de hidráulica e da mecânica dos fluídos, como a Equação da Continuidade, Bernoulli, Manning, Torricelli, e suas respectivas variações, citadas em livros da área como Streeter, Wylie e Bedford (1998), é possível encontrar uma área da seção transversal desta conexão fluvial, de tal forma a proporcionar vazão adequada para atender o tempo de detenção hidráulica e a taxa de aplicação

hidráulica nas *wetlands*, garantindo tempo suficiente da água dentro do sistema a proporcionar a melhora da qualidade hídrica.

Havendo o controle da qualidade da água do rio, é possível verificar se a vazão calculada observa a taxa máxima de aplicação de carga orgânica sugerida pela literatura com Kadlec e Wallace (2009), e Von Sperling e Sezerino (2017).

Da mesma forma, para manter o equilíbrio hídrico no sistema, é necessário definir a cota altimétrica da saída de água das *wetlands* para o rio, num valor inferior a cota de entrada. Havendo definido a cota altimétrica, encontra-se a melhor relação da dimensão da conexão hidráulica, com a vazão de saída adequada que atenda o balanço hídrico, por meio das mesmas equações citadas anteriormente na vazão de entrada.

#### 4.3.3 Intervenções

Para que as cavas atuem como *wetlands* na melhora da qualidade hídrica e como uma SbN, é necessário realizar algumas intervenções e adaptações no sistema, buscando a menor quantidade de interferências, facilitando a implantação, e posteriormente a gestão e manejo, mas também evitar maiores impactos no meio ambiente durante o percurso. Conciliar estes objetivos acima com a melhor eficiência que o sistema pode operar, é o desafio que deve ser analisado em cada caso, para se aproveitar das características específicas que cada local pode oferecer.

##### a) Conexões Hidráulicas

Para que haja derivação de parte da água fluvial para o interior das cavas, é necessário garantir uma conexão hidráulica entre estes elementos. Na área de estudo, foram identificadas interligações naturais entre o rio e as cavas, principalmente formadas pelo antigo leito do rio e seus meandros, anterior a sua retificação. Contudo, para garantir o fluxo contínuo, e não somente em momentos do aumento da cota do rio, é ideal instalar uma tubulação que conecte o rio e as cavas.

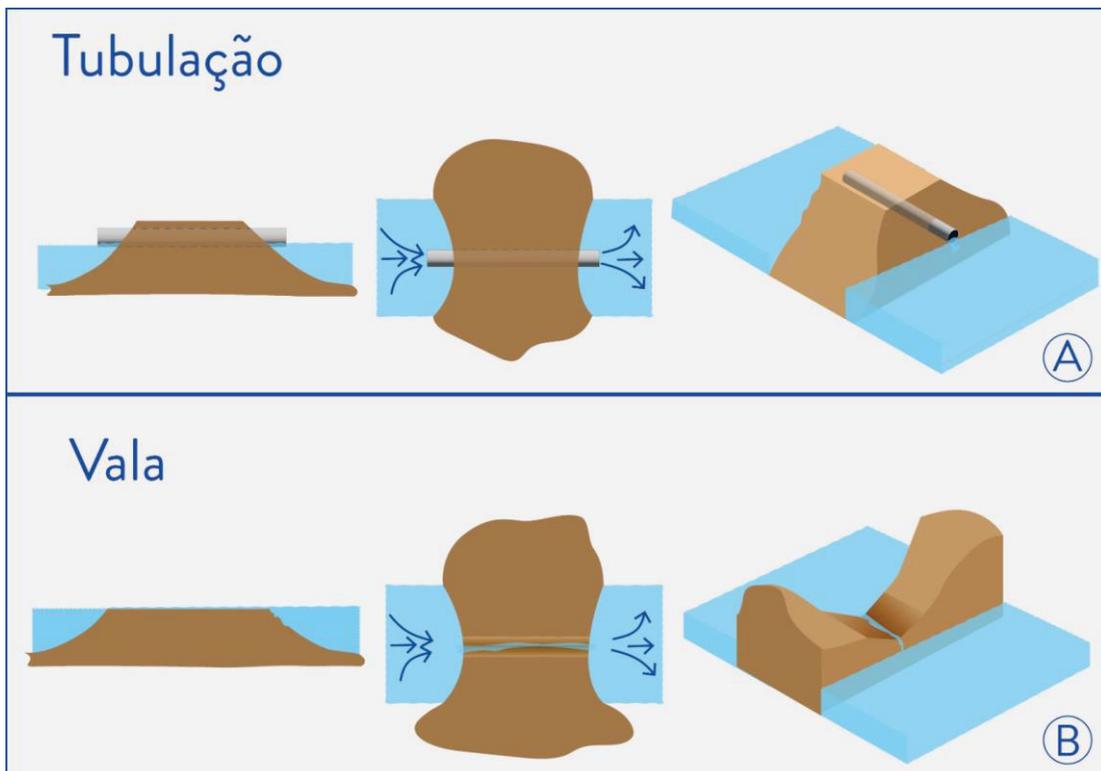
Diferentes tipos de tubulações podem ser aplicados, variando o material, formato e dimensões da sua seção transversal, devendo ser avaliadas as condições específicas de cada local, e realizados cálculos hidráulicos mediante a definição de operação esperada. Para as prospectadas entradas de água fluvial nas cavas, tubulações circulares, de plástico ou de concreto pré-moldado, são suficientes para

atender o objetivo. A apresentação das suas dimensões não são objeto desta pesquisa, e exigiria um estudo específico, já que não se trata de um abastecimento com fluxo controlado, como ocorre em *wetlands* construídas, onde há maior controle das variáveis impostas sobre o sistema.

A utilização da tubulação aterrada pode ser instalada na entrada e saída de água, interligando as *wetlands* com o rio. Em ambos os casos, recomenda-se a utilização da inclinação de 1%, com a queda sempre à jusante do fluxo de água projetado, conforme determinado pela NBR 17076 (ABNT, 2024) para *wetlands* construídas.

Após a entrada da água do rio no interior das cavas, é necessário que haja interligações, permitindo o fluxo de água entre elas. Essas conexões e interligações internas podem ser implementadas por tubulações como a proposta na conexão fluvial, porém a execução de valas também é suficiente para atingir o objetivo de permitir o fluxo de água entre as cavas. A FIGURA 59 exemplifica estas duas conexões hidráulicas prospectadas, demonstrando em forma de ilustração com vista em corte, superior e em perspectiva, para cada uma das opções apresentadas.

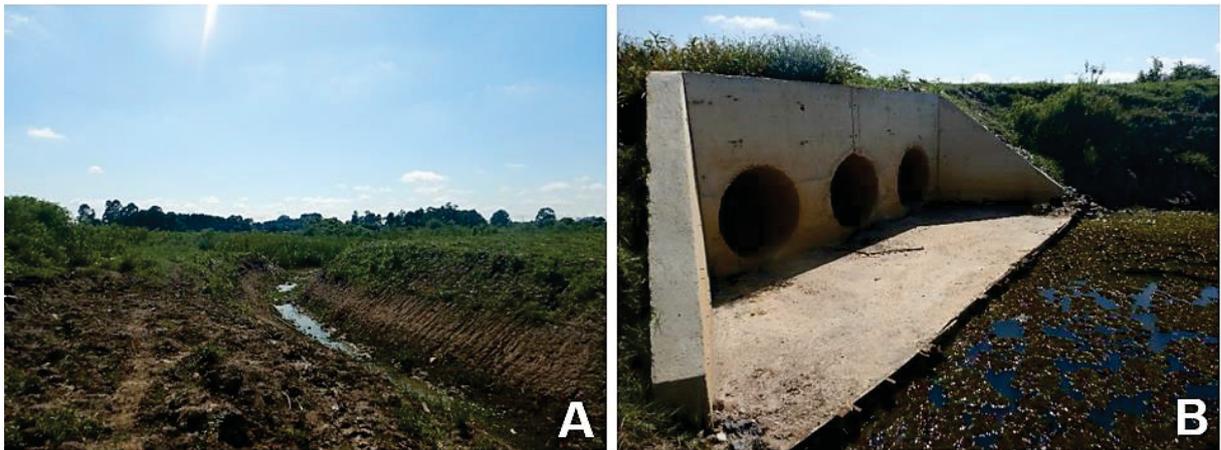
FIGURA 59 – TIPOS DE CONEXÕES HIDRÁULICAS DA WETLAND. A) CONEXÃO POR TUBULAÇÃO. B) CONEXÃO POR VALA



FONTE: Elaborado pelo autor com base em UNILIVRE (2024)

Como primeira opção, recomenda-se a implantação da solução de conexão hidráulica em forma de vala, exemplificada por uma foto tirada na visita à área de estudo na FIGURA 60A. Esta escolha justifica-se, pois, sua execução exige somente uma movimentação de terra, sendo, portanto, uma alternativa com menor tempo de execução, e mais econômica se comparada a instalação de uma tubulação. Contudo, os locais onde a conexão em vala for aplicada, ocasionará na dificuldade do acesso e mobilidade de veículos, maquinários e equipamentos no interior das *wetlands*. Nestes casos, indica-se a utilização de tubulações (FIGURA 60B), tendo ciência de que a necessidade de mobilidade pelo interior das *wetlands* é exigida pela NBR 17076 (ABNT, 2024) e classicamente aplicadas a lagoas de estabilização de grandes dimensões.

FIGURA 60 – CONEXÕES ENTRE CAVAS NA WETLAND DA ÁREA DE ESTUDO. A) CONEXÃO POR VALA. B) CONEXÃO POR TUBULAÇÕES DE CONCRETO EM PARALELO



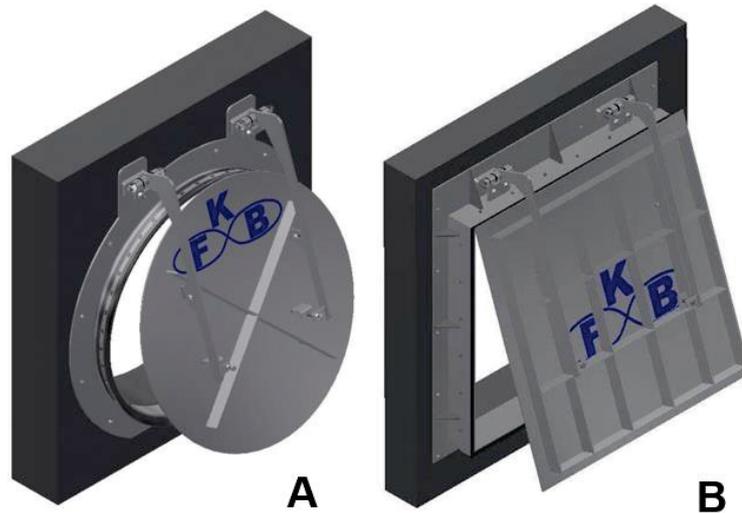
FONTE: Autor

Cabe destacar que existem variações nas tubulações que podem ser instaladas. Na FIGURA 60B se trata de três tubulações em paralelo, de concreto armado, aterradas, e com estrutura de contenção junto a estrutura, adicionalmente as tubulações podem variar em material, e podem ampliar suas funcionalidades com dispositivos associados.

A Comporta *Flap*, ilustrado na FIGURA 61, pode ser instalada na saída de água da tubulação, fornecendo à conexão hidráulica o controle do fluxo em somente uma direção, e impedindo o retorno da água. Este tipo de comporta possui utilidade nas conexões das *wetlands* com o rio, tanto para entrada, como para saída, garantindo

que o fluxo só ocorra no sentido projetado, sem a necessidade da gestão de abertura e fechamento, como em uma comporta convencional.

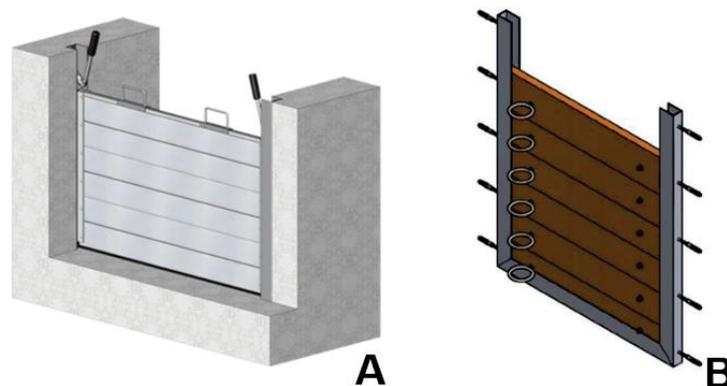
FIGURA 61 – COMPORTA FLAP. A) COM SEÇÃO TRANSVERSAL CIRCULAR. B) COM SEÇÃO TRANSVERSAL RETANGULAR



FONTE: FKB (2022).

A caixa *Stop Log* (FIGURA 62), também chamada de comporta *Stop Log*, por sua vez, pode impedir totalmente o fluxo em ambos os sentidos, é outro exemplo de dispositivo que podem ser instalados nas extremidades da tubulação. A caixa *Stop Log* permite diminuir a quantidade de água que adentra na tubulação, por meio da barreira que a sobreposição de lâminas forma, ou o aumento do fluxo de água com a retirada destas lâminas.

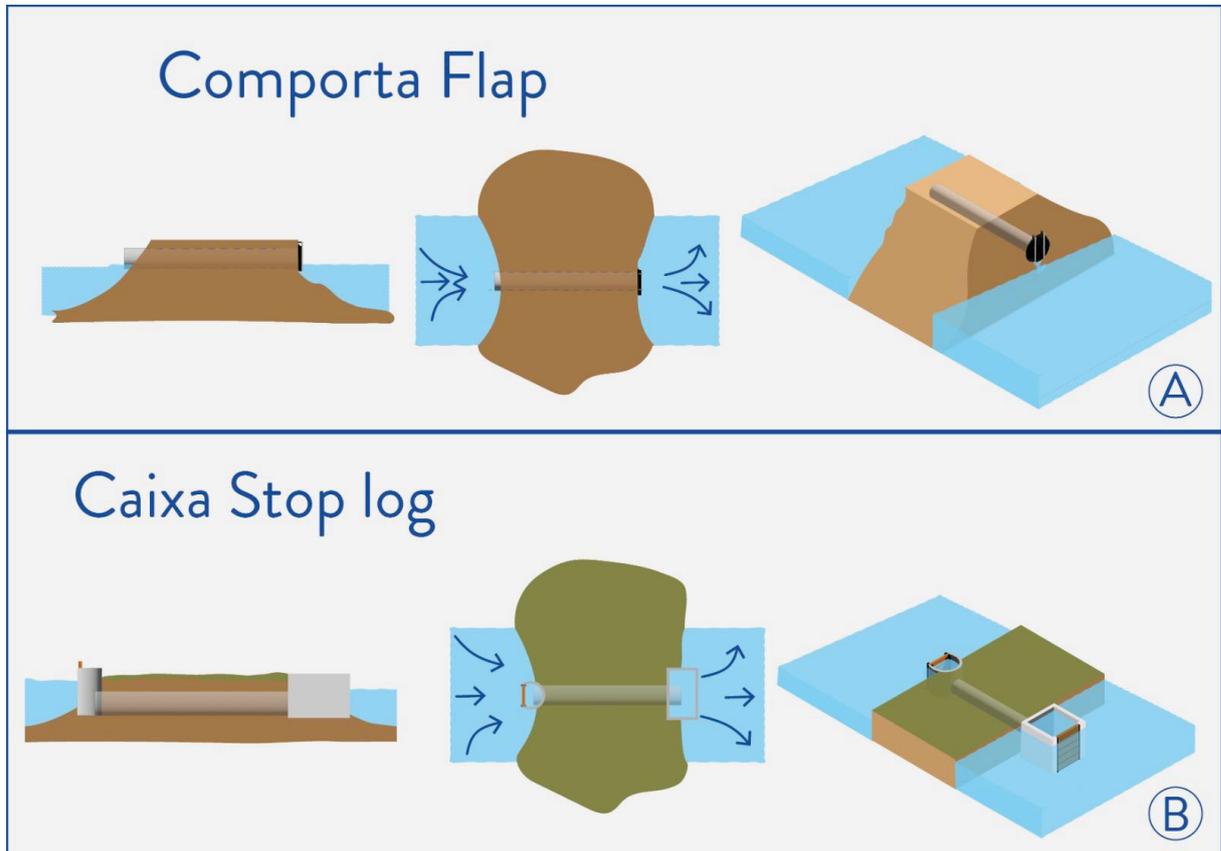
FIGURA 62 – CAIXA STOP LOG. A) LÂMINAS METÁLICAS. B) LÂMINAS DE MADEIRA.



FONTE: NPO PASSAT (2024) e TW Saneamento (2021)

Para ilustrar o resultado da instalação destes dispositivos, na FIGURA 63 é apresentado a aplicação deles em tubulações de interligação da *wetland*.

FIGURA 63 – DISPOSITIVOS ASSOCIADOS A TUBULAÇÃO DE INTERLIGAÇÕES NA *WETLAND*. A) TUBULAÇÃO COM COMPORTA FLAP. B) TUBULAÇÃO COM CAIXA STOP LOG



FONTE: Elaborado pelo autor com base em UNILIVRE (2024)

O uso de comportas flap é amplamente reconhecido e aplicado em contextos similares ao mencionado, conforme indicado por Bamrungwong (2024). Além disso, as caixas *Stop Log* têm se tornado cada vez mais relevantes, não apenas no controle de fluxo de rios, mas também no setor de saneamento. Essas caixas destacam-se como alternativas viáveis em diversos catálogos de comportas, como os da FKB Válvulas e Comportas (2022), SANECOM (2019) e Dim Engenharia e Equipamentos (2021).

Desta forma, foi elaborada no QUADRO 10 uma relação das conexões hidráulicas sugeridas, com a indicação das principais vantagens e desvantagens.

QUADRO 10 – VANTAGENS E DESVANTAGENS DAS CONEXÕES HIDRÁULICAS E DISPOSITIVOS ASSOCIADOS PARA AS *WETLANDS*

Conexão Hidráulica	Vantagens	Desvantagens
Vala	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Facilidade de execução;</li> <li>- Baixo custo econômico de implantação;</li> <li>- Aproveitamento de interligações naturais, como antigos leitos do rio e meandros;</li> <li>- Possibilidade de ajustar a escavação para garantir um fluxo contínuo de água por períodos mais longos.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Redução da mobilidade, dificultando a passagem de pessoas, maquinários e equipamentos;</li> <li>- Suscetibilidade à sedimentação, assoreamento e crescimento de vegetação.</li> </ul>
Tubulação	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Conexão hidráulica permanente entre o rio e as cavas;</li> <li>- Diversidade de materiais, formatos e dimensões disponíveis para a tubulação;</li> <li>- Permite mobilidade de pessoas, veículos e maquinários sobre a conexão.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Maior custo se comparado com as valas;</li> <li>- Maior tempo de implantação;</li> <li>- Necessidade de manutenção contínua para evitar obstruções ou danos à tubulação.</li> </ul>
Tubulação com dispositivos associados	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Impedimento do retorno da água quando a cota da <i>Wetland</i> é superior à do rio;</li> <li>- Menor necessidade de gestão intensiva, permitindo um fluxo contínuo, se comparado a uma comporta convencional.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Maior custo se comparado com as valas;</li> <li>- Maior tempo de implantação;</li> <li>- Necessidade de manutenção contínua para evitar obstruções ou danos à tubulação.</li> </ul>

FONTE: Autor

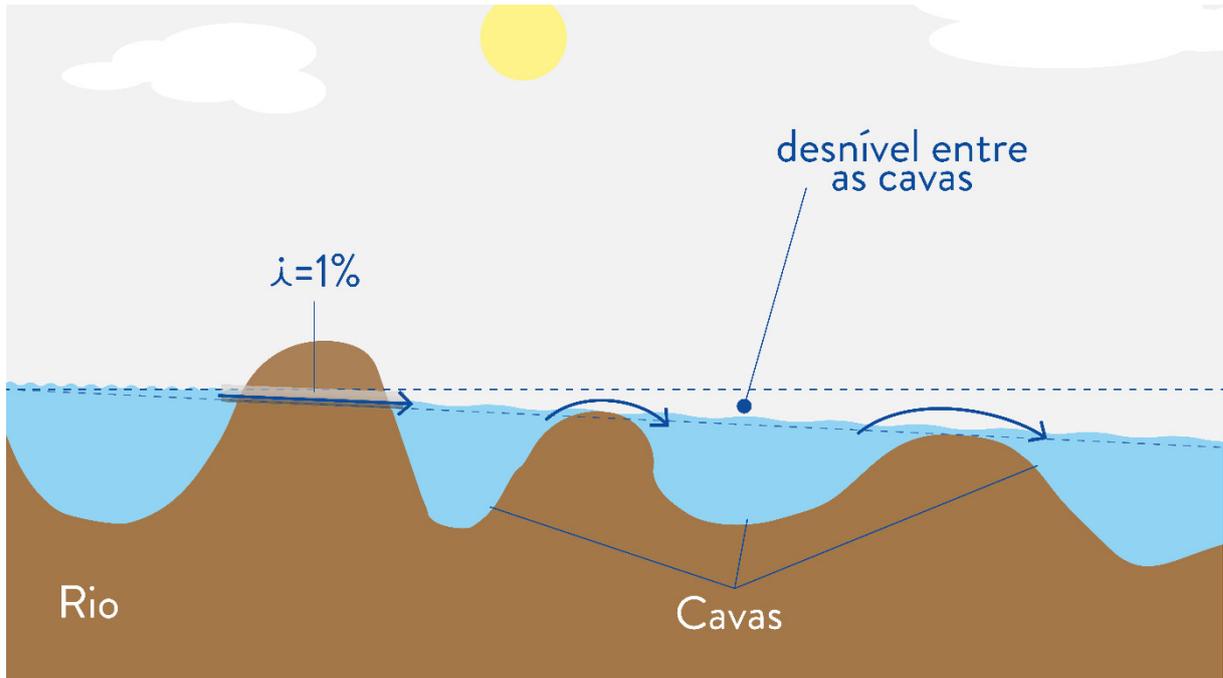
Portanto, para os locais de conexão de cavas que fazem parte do caminho de acesso das *wetlands*, é indicado a instalação de tubulação para atuar como interligação, pois esta pode ser aterrada, permitindo a mobilidade sobre ela. E independente da utilização da vala ou da tubulação, associá-las aos dispositivos como comporta flap (conexões fluviais) e caixa *Stop Log* nas interligações das cavas, facilitam o controle do fluxo e garantem que eles sigam a direção prospectada.

#### b) Fluxos por gravidade

Independentemente do cenário de operação das *wetlands* e do tipo de conexões hidráulicas empregadas, o funcionamento por gravidade é recomendado, tanto do ponto de vista econômico quanto ambiental. Em situações específicas, para assegurar o fluxo planejado nas *wetlands*, o uso de bombas pode ser inevitável. Contudo, essa alternativa implica em custos mais elevados, com gastos de energia elétrica, e até mesmo na instalação, especialmente em áreas remotas, onde não há fácil acesso e não há infraestrutura. Além disso, o uso de bombas aumenta a necessidade de gerenciamento e manutenção do sistema, tornando preferível priorizar ajustes nas cotas de instalação das conexões hidráulicas, seja no fundo da vala ou na cota inferior da tubulação, de modo a viabilizar fluxos por gravidade.

Com a redução progressiva das cotas das interligações das *wetlands*, conforme exemplificado na FIGURA 64, é possível que a operação de forma mais alinhada aos processos naturais.

FIGURA 64 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO DESNÍVEL ENTRE O RIO E AS CAVAS



FONTE: UNILIVRE (2024)

A Environmental Protection Agency (EPA) destaca a importância de utilizar a forma do terreno e a gravidade a favor do fluxo de água em *wetlands* com o objetivo de obter um tratamento eficiente da água (EPA, 2000). Exemplos notáveis, como a Easterly Wetland em Orlando (EPA, 1993) e as *Wetlands* do Caximba em Curitiba (Kitamura; Maranhão, 2015), ilustram a aplicação prática desse princípio. Essas *wetlands*, caracterizadas por suas extensas áreas de cobertura, aproveitam a força da gravidade para otimizar a hidrodinâmica do tratamento. A utilização estratégica da topografia local e do fluxo gravitacional contribui para a sustentabilidade e a facilidade operacional desses sistemas.

O fluxo por gravidade ocorre de forma natural, sendo, portanto, fundamental verificar os níveis de água e identificar os caminhos preferenciais do escoamento. Com base nessa compreensão, é necessário delinear as linhas de fluxo, as quais podem ser representadas por setas, conforme ilustrado na FIGURA 65.



A representação esquemática dos fluxos dentro das *wetlands* por meio do traçado de setas é amplamente utilizada em áreas de grandes dimensões, como a área em estudo. Destaca-se, nesse contexto, a apresentação do monitoramento realizado na *Orlando Easterly Wetland* (EPA, 2000; EPA, 1993), que adota uma disposição esquemática similar à empregada nesta pesquisa.

Cabe destacar que a área de estudo foi abordada no trabalho da Yamamoto (2011) e Iwamamura (2011), e os pontos de conexão natural do rio com as *wetlands*, identificados na FIGURA 65, foram também detectados nos trabalhos delas. Essa comparação permite respaldar, não somente o traçado das linhas de fluxo, mas também a permanência da relação do rio com as *wetlands* no decorrer dos anos.

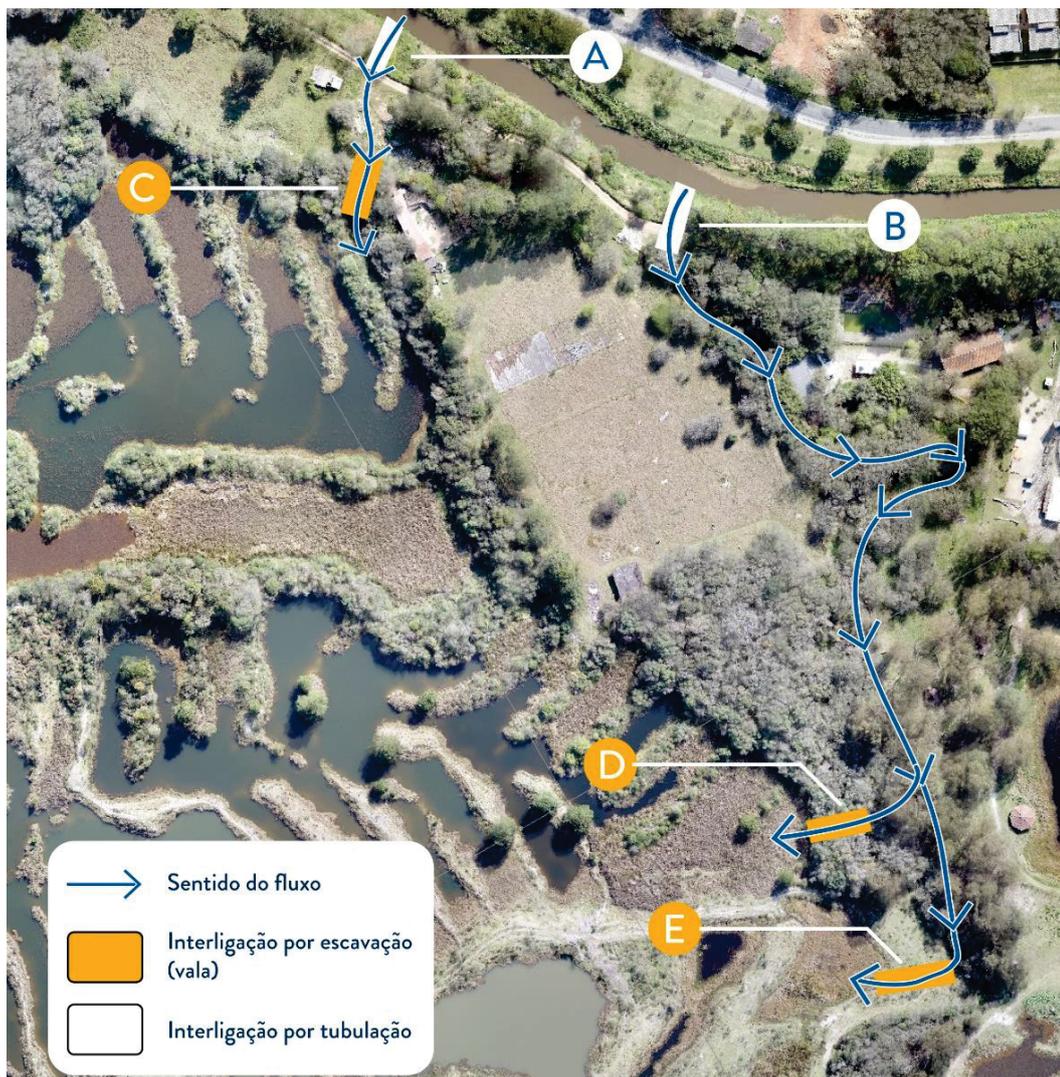
#### c) Pontos de entrada e saída de água

Para garantir uma distribuição uniforme da entrada de água em toda a *wetland*, é fundamental considerar múltiplos desvios da água fluvial. Como a área de estudo possui grande extensão ao longo do rio, isso permitiu identificar diferentes pontos de entrada de água nas *wetlands*, utilizando o curso do antigo leito do rio e seus meandros, antes da retificação, como fontes no sistema.

Dado que a área não foi previamente projetada para tal uso, diferentes direções de fluxo podem surgir naturalmente. Portanto, ao estabelecer múltiplas entradas de água fluvial, que possuem maior velocidade e exercem dinâmica sobre a água de menor velocidade no interior da *wetland*, será possível direcionar e controlar o fluxo para o ponto de saída desejado.

Para exemplificar esta estratégia, foi traçado um curso de água do antigo leito do rio Iraí, que pode servir com dois pontos de entrada de água nas *wetlands* da área de estudo, por meio da instalação de uma tubulação no ponto A e B da FIGURA 66, que conecta o atual leito do rio com o seu antigo meandro, e escavação de valas no ponto C, D e E, que podem fornecer água fluvial para o interior das *wetlands*. Para regionalização da FIGURA 65, é possível visualizar a abrangência desta extremidade das *wetlands*, aproveitando o volume das cavas que ali se encontram.

FIGURA 66 – EXEMPLO DE MULTIPLAS ENTRADAS DE ÁGUA NA WETLAND



FONTE: Autor

Foi observado a indicação e a sugestão de uso dos mesmos pontos exemplificados na FIGURA 66 na pesquisa desenvolvida por Yamamoto (2011) e Iwamamura (2011), utilizando os meandros como derivações da água do rio para as *wetlands*.

Além da saída de água das *wetlands* prospectada na FIGURA 65, que direcionaria o fluxo para retornar ao mesmo corpo hídrico que houve a derivação da vazão, é importante haver uma saída de água alternativa, conforme indicado na FIGURA 67.

FIGURA 67 – SAÍDA DE ÁGUA SECUNDÁRIA DA WETLAND



FONTE: Autor

Esta saída secundária é essencial para a atuação como um mecanismo de controle do nível da água, e ainda permitir a monitorização do fluxo e da qualidade da água. Seu funcionamento se assemelha a de um vertedouro controlado, regulando o excesso de fluxo no sistema hidrodinâmico das wetlands, além de possibilitar a redução significativa do nível de água, facilitando manutenções e modificações necessárias no interior das *wetlands*.

Outro benefício que esta saída secundária pode fornecer, especialmente para as *wetlands* da área de estudo, é proporcionar uma medida estratégica para captação em momentos de crise hídrica, já que este ponto desaguaria no canal de captação da ETA Iguaçu, e a qualidade da água das cavas tem seus parâmetros enquadrados como de Classe 2, segundo medições da Ywamura (2011) e relatório do Plano das Bacias do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira (COALIAR, 2013).

d) Obstáculos como chicanas

Independentemente da vazão de entrada/saída e do volume de água no interior das *wetlands*, é importante destacar a utilização dos obstáculos existentes nas cavas para atuarem como chicanas, evitando ou, ao menos, reduzindo as zonas de estagnação (zonas mortas) nas cavas com elevada razão comprimento/largura. Na FIGURA 68, é possível visualizar uma exemplificação destas zonas de estagnação da área de estudo, e o fluxo preferencial da água.

FIGURA 68 – EXEMPLO DE ZONAS DE ESTAGNAÇÃO NA ÁREA DE ESTUDO



FONTE: Autor

As zonas de estagnação geram perdas no volume disponível para o tratamento, e conseqüentemente, diminui o Tempo de Detenção Hidráulico (TDH) real. Na TABELA 1 é apresentado os valores de área e profundidade das zonas mortas da FIGURA 68, para obtenção do volume que elas possuem. O volume perdido com estas 4 zonas é aproximadamente  $20.425 \text{ m}^3$ , de um total de  $31.720 \text{ m}^3$ , considerando o canal do fluxo preferencial. A influência desta perda no volume ocasiona na redução de 64% do TDH, para uma mesma vazão.

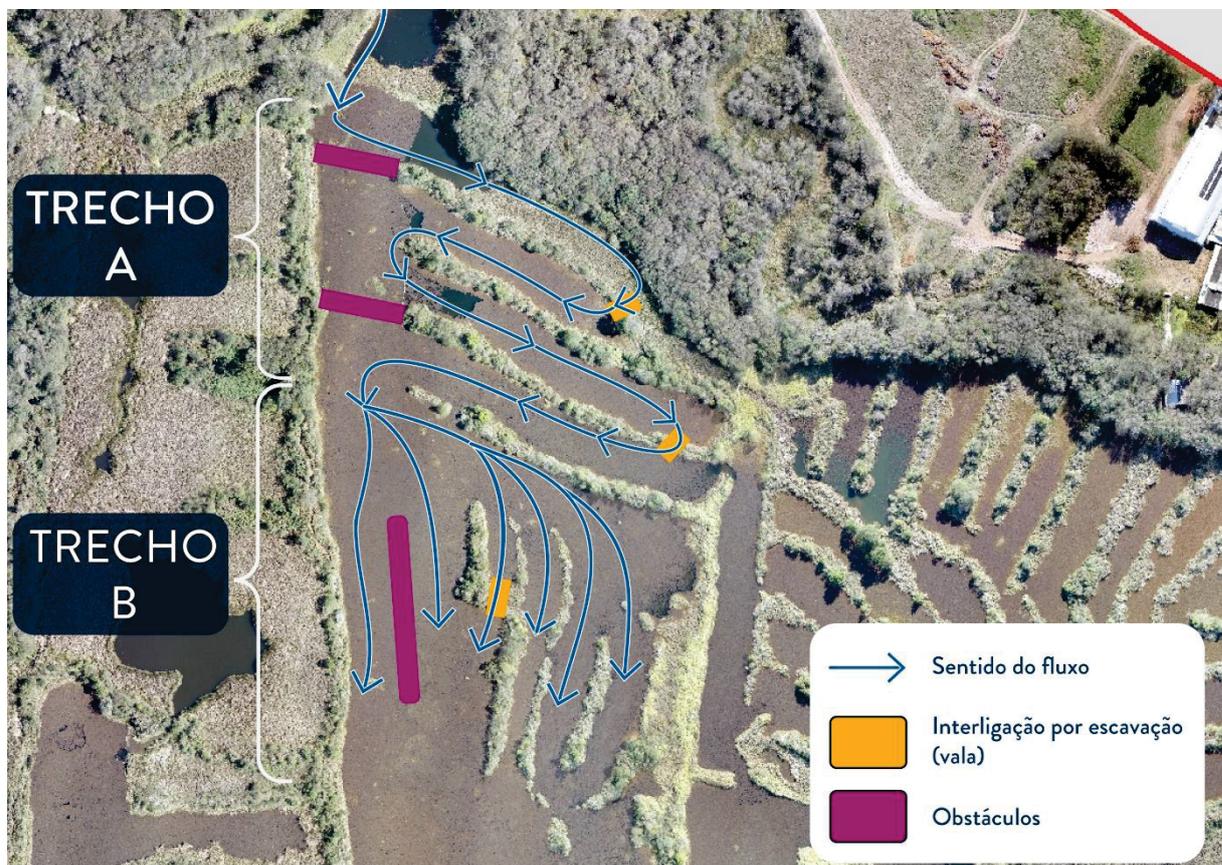
TABELA 1 – DIMENSÕES DAS ZONAS DE ESTAGNAÇÃO

Zona de estagnação	Área (m <sup>2</sup> )	Profundidade média (m)	Volume (m <sup>3</sup> )
1	2.485	0,91	2.261,35
2	2.307	1,42	3.275,94
3	3.490	1,81	6.316,90
4	3.470	2,47	8.570,90
SOMA	11.752	1,65	20.425,09

FONTE: Autor

Desta forma, é indicado realizar intervenções e adaptações no layout das *wetlands*, de tal forma a utilizar o máximo do volume disponível para o fluxo da água percorrer, aproximando o TDH real do teórico. Para exemplificar o proposto, na FIGURA 69 é indicado tais adaptações, incluindo o corte de terra em alguns pontos, e o aterro em outros locais. A criação destes obstáculos propostos, além de aumentar o TDH real, possibilita a redução de altas velocidades e dissipa a energia oriunda da maior vazão fluvial em períodos de maior precipitação.

FIGURA 69 – INDICAÇÃO DE ADAPTAÇÕES PARA MELHORA DAS CONDIÇÕES DE FLUXO



FONTE: Autor

Os obstáculos criados, juntamente com a abertura de valas em pontos estratégicos, transformam as faixas de terra e ilhotas, abundantes nas áreas de mineração de areia, em chicanas, formando canais de fluxo em áreas anteriormente caracterizadas por zona de estagnação. Dessa forma, a cava é subdividida em canais paralelos (trecho B da FIGURA 69) ou em canais do tipo vai-e-vem (trecho A da FIGURA 69), direcionando a vazão de modo a simular um fluxo em pistão.

Diversos estudos compararam sistemas operando com e sem chicanas na remoção de matéria orgânica e nutrientes. Aalam e Khalil (2019) relataram uma melhoria de 10% na eficiência de remoção de DQO (de 62% para 72%) em um sistema convencional comparado ao mesmo sistema com chicanas horizontais. Melo (2020) observa que, para baixos TDH, como em sistemas piloto, não há grandes diferenças na remoção de DQO entre sistemas com e sem chicanas, embora a utilização de chicanas sempre melhore o desempenho. No entanto, para casos de elevado TDH, como o da área de estudo, a diferença proporcionada pelos obstáculos atuando como chicanas é significativa.

Para utilizar os obstáculos existentes nas cavas como chicanas, é necessário obstruir algumas passagens de água. A obstrução pode ser realizada com o material escavado na abertura das valas, recomendando-se associar o solo com pedras para conferir maior peso ao obstáculo, prevenindo sua desagregação ou deslocamento ao longo do tempo devido ao aumento da vazão e da velocidade do fluxo de água.

Para avaliar as proporções dos canais propostos na FIGURA 69, foi elaborada a TABELA 2, que apresenta o comprimento, a largura e a relação comprimento/largura (C:L). Observa-se que todos os canais possuem largura inferior a 30 metros, conforme indicado para *wetlands* construídas na NBR 17.076 (NBR, 2024). Em contraste, sem as adaptações propostas, como indicado na FIGURA 68, a largura do canal com fluxo preferencial seria de 40 metros, excedendo a indicação estabelecida nesta norma.

TABELA 2 – DIMENSÕES DOS CANAIS FORMADOS PELOS OBSTÁCULOS DA WETLAND

Canal	Comprimento (m)	Largura (m)	Relação C:L
1	160	15	10:1
2	120	22	5:1
3	185	22	8:1
4	160	22	7:1

FONTE: Autor

A norma NBR 17.076 (NBR, 2024) também estabelece um intervalo para a relação de comprimento e largura recomendada para as células que compõem uma *wetland* construída, variando entre 2:1 e 4:1. Nesse aspecto, os canais não atenderiam a instrução normativa, porém a relação é extrapolada no valor do comprimento, o que não altera o regime hidráulico semelhante ao fluxo em pistão, ao contrário do que ocorreria se a relação estivesse fora da recomendação devido a altos valores de largura.

#### 4.3.4 Gerenciamento e Monitoramento

O gerenciamento de uma *wetland* em operação da melhora da qualidade da água é uma tarefa que exige uma abordagem multidisciplinar para garantir a eficiência do sistema. Este gerenciamento envolve um monitoramento contínuo de diversos parâmetros essenciais, que permitem avaliar seu desempenho. Através de um monitoramento sistemático, é possível identificar problemas precocemente, otimizar processos e assegurar que a *wetland* cumpra as funções esperadas dela.

Entre os principais aspectos do monitoramento, serão destacados a qualidade da água, a vegetação e a profundidade. Além desses, outros fatores, não desenvolvidos nesta pesquisa, também devem ser monitorados como hidrologia, pluviometria, evapotranspiração, fauna e microbiologia.

##### a) Monitoramento da Qualidade da Água

A qualidade da água envolve a análise de parâmetros físicos, químicos e biológicos, fornecendo informações sobre a eficiência do tratamento realizado pela *wetland*. Esse monitoramento deve ser feito, no mínimo, na entrada e na saída das *wetlands*, conforme estipulado pela NBR 17076 (ABNT, 2024), utilizando dispositivos para coleta de amostras em ambos os pontos. Entretanto, é recomendado que a coleta de amostras também seja realizada em diferentes pontos das *wetlands*, para uma melhor compreensão dos processos de tratamento da água proporcionados pelo sistema.

As formas de realizar essas medições variam desde técnicas tradicionais e bem estabelecidas até abordagens mais inovadoras e automatizadas. O QUADRO 11 apresenta as principais formas de medição da qualidade da água.

QUADRO 11 – FORMAS DE MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA

<b>Coleta de Amostras e Análises Laboratoriais</b>		
<b>Coleta de Amostras</b>	Método	Coleta manual de amostras de água em frascos.
	Frequência	Pode ser realizada mensalmente ou conforme necessário.
	Localização	Amostras são coletadas em vários pontos da wetland para obter uma visão abrangente da qualidade da água, mas principalmente na entrada e saída.
<b>Análises Laboratoriais</b>	Parâmetros analisados	pH, turbidez, DQO, DBO, oxigênio dissolvido, nutrientes (nitrogênio e fósforo), metais pesados, coliformes totais e fecais.
	Equipamentos	Espectrofotômetros, cromatógrafos, pHmetros, e outros equipamentos laboratoriais especializados.
	Vantagens	Alta precisão e capacidade de analisar uma ampla gama de parâmetros.
	Desvantagens	Processo demorado e custos associados ao envio de amostras e análises laboratoriais.
<b>Sondas Multiparâmetro e Sensores In Situ</b>		
<b>Sondas Multiparâmetro</b>	Descrição	Equipamentos portáteis que podem medir múltiplos parâmetros de qualidade da água simultaneamente, como pH, oxigênio dissolvido, condutividade, temperatura e turbidez.
	Método	Imersão direta das sondas na água, permitindo leituras instantâneas e em tempo real.
	Vantagens	Dados em tempo real, redução do tempo de análise, portabilidade.
	Desvantagens	Custos iniciais elevados para aquisição e manutenção.
<b>Sensores in Situ</b>	Descrição	Sensores fixos instalados em locais estratégicos dentro da wetland para monitoramento contínuo.
	Parâmetros	Parâmetros como oxigênio dissolvido, temperatura, pH, turbidez e níveis de nutrientes.
	Vantagens	Monitoramento contínuo, capacidade de detecção precoce de mudanças na qualidade da água.
	Desvantagens	Necessidade de manutenção regular e calibração dos sensores.
<b>Técnicas Avançadas e Inovadoras</b>		
<b>Biossensores</b>	Descrição	Dispositivos que utilizam organismos vivos ou enzimas para detectar a presença de contaminantes específicos.
	Aplicação	Utilizados para monitorar poluentes específicos, como pesticidas, metais pesados e compostos orgânicos.
	Vantagens	Alta sensibilidade e especificidade.
	Desvantagens	Tecnologia ainda em desenvolvimento, podendo ser limitada a certos tipos de contaminantes.
<b>Análise de Imagens e sensoramento remoto</b>	Descrição	Utilização de drones e satélites equipados com câmeras e sensores para monitorar parâmetros de qualidade da água em grandes áreas.
	Aplicação	Análise de características superficiais, como turbidez e cobertura de algas.
	Vantagens	Capacidade de monitorar áreas extensas e de difícil acesso.
	Desvantagens	Necessidade de equipamentos especializados e software de análise de imagens.
<b>Plataformas de Monitoramento Automatizado</b>		
Descrição	Sistemas integrados que combinam múltiplos sensores e plataformas de comunicação para monitoramento remoto e automatizado.	
Aplicação	Monitoramento contínuo de parâmetros de qualidade da água, com transmissão de dados em tempo real para centros de controle.	
Vantagens	Alta eficiência, redução de mão de obra, capacidade de resposta rápida a alterações na qualidade da água.	
Desvantagens	Investimento inicial elevado e complexidade na implementação e manutenção.	

FONTE: Elaborado com base em APHA (2017) e Cai *et al.* (2023)

Em um complexo de *wetlands* que resulta em grandes dimensões, como a área de estudo, devem ser considerados fatores como a extensão, a dificuldade de acesso devido à vegetação terrestre e aquática, e a necessidade de obter dados precisos e representativos. Em tais casos, uma combinação de métodos tradicionais e abordagens mais inovadoras é recomendada.

O uso de sondas multiparâmetro e sensores *in situ* é altamente recomendado, pois estes dispositivos permitem o monitoramento contínuo de parâmetros críticos como pH, oxigênio dissolvido (OD), turbidez e temperatura, fornecendo dados em tempo real. A instalação de sensores em pontos estratégicos dentro das *wetlands* facilita a coleta de informações abrangentes e diminui a necessidade de frequentes deslocamentos humanos, o que é especialmente útil em áreas de difícil acesso. Além disso, a automação e a capacidade de armazenamento e transmissão de dados remotamente tornam esses sistemas altamente eficientes para monitoramento contínuo e gestão proativa.

Embora as sondas e sensores sejam eficazes, a coleta de amostras para análises laboratoriais não deve ser descartada. Este método permite uma análise detalhada de parâmetros que não podem ser medidos *in situ*, como demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), metais pesados e compostos orgânicos. No entanto, devido à extensão e complexidade da área, as amostras devem ser coletadas de maneira representativa, considerando diferentes zonas da *wetland*. Amostragens periódicas, complementadas com dados contínuos dos sensores, garantem uma visão holística da qualidade da água.

Em resumo, para uma *wetland* natural de grande área, é mais adequado utilizar uma combinação de sondas multiparâmetro e sensores *in situ* para monitoramento contínuo, juntamente com coletas periódicas de amostras para análises laboratoriais detalhadas. Esta abordagem integrada garante a obtenção de dados precisos e abrangentes, facilitando o gerenciamento efetivo da *wetland* e assegurando a eficiência do tratamento da água.

A publicação da *American Public Health Association* (APHA, 2017), aborda os métodos tradicionais citados acima, como também práticas inovadoras no monitoramento da qualidade da água, permitindo uma integração equilibrada entre abordagens conservadoras e tecnologias emergentes. Cai *et al.* (2023) confirmam em sua pesquisa o monitoramento para previsão da qualidade da água e eficiência do sistema.

## b) Monitoramento da Vegetação

O monitoramento da vegetação aquática, isto é, as macrófitas, é uma prática essencial no gerenciamento das *wetlands*. Ele permite acompanhar o crescimento, o ciclo de vida e a saúde das plantas, ajudando a determinar os momentos mais apropriados para o manejo. Sem o manejo adequado, a qualidade da água pode ser comprometida com o retorno das substâncias extraídas pelas plantas ao término do seu ciclo de vida, e pela perda da eficiência no tratamento da água quando a vegetação passa a ocupar elevadas porcentagens da lâmina de água.

Desta forma, a ausência no monitoramento da vegetação resulta num manejo inadequado das macrófitas, que interfere na qualidade da água. Contudo, há várias formas de se realizar o supervisionamento da vegetação, desde métodos mais tradicionais, como visitas técnicas ao local e registros fotográficos, até métodos mais tecnológicos, com o uso de drones com câmeras e sensores multiespectrais, ou sensoriamento remoto por satélites.

Outra razão de se realizar o monitoramento das macrófitas é possibilitar a estimativa da profundidade de cada local através do reconhecimento das espécies e identificação de suas formas biológicas. Essa relação, já citada por alguns autores e verificada em visitas técnicas à área de estudo, permite entender como diferentes espécies de macrófitas se distribuem em função da profundidade da água.

Métodos tradicionais envolvem baixo custo, mas apresentam desvantagens como a subjetividade nas avaliações, já que envolvem a interpretação manual das imagens, e a cobertura espacial limitada, pela dificuldade de acesso à área total.

Por outro lado, os métodos tecnológicos de monitoramento oferecem maior precisão e abrangência. Drones equipados com câmeras e sensores multiespectrais possibilitam a captura de imagens e diversos dados da vegetação, proporcionando alta precisão e cobertura ampla, além de acessarem áreas de difícil acesso. A operação e interpretação dos dados dos drones, entretanto, requerem expertise.

A tecnologia de NDVI, sigla em inglês *Normalized Difference Vegetation Index* traduzido como Índice de Vegetação por Diferença Normalizada, pode ser obtida com determinadas câmeras, onde se calcula um índice a partir de imagens multiespectrais, indicando a densidade e a saúde da vegetação. Este método fornece uma medida quantitativa da biomassa e vigor vegetativo, mas necessita de equipamentos especializados, que demandam alto investimento, e mão de obra especializada.

Portanto, o uso de drones equipados com câmeras multiespectrais é recomendável para áreas como a de estudo, pois proporciona dados detalhados de reconhecimento aéreo, cobrindo grandes áreas, e com alta precisão. No entanto, para garantir a calibração e a verificação dos dados obtidos por imageamento aéreo, é essencial associar os voos às visitas técnicas e registros fotográficos. Essa combinação permite comparar, validar e conferir as informações obtidas em campo com as imagens aéreas, assegurando a precisão dos dados coletados.

O estudo de Miranda e Costa (2015) investigou o monitoramento de macrófitas em uma planície de inundação, como a área de estudo, na bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, na região sudeste do Brasil, utilizando técnicas de sensoriamento remoto. O Google Earth foi empregado para a quantificação e identificação das macrófitas, complementado por visitas em campo onde foram utilizadas câmeras fotográficas para capturar imagens da vegetação. Esta metodologia permitiu uma análise da distribuição das macrófitas, demonstrando a eficácia da combinação de ferramentas de sensoriamento remoto com observações diretas em campo para o monitoramento de ecossistemas aquáticos em regiões de inundação.

Outra maneira eficaz de monitorar o crescimento das macrófitas e identificar os melhores períodos para manejo em *wetlands*, é através da análise da relação entre a quantidade de nutrientes presentes na água que adentra as *wetlands* e o crescimento da vegetação. Ao medir regularmente os níveis de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, na água de entrada, é possível correlacionar esses dados com o desenvolvimento das macrófitas. Períodos de alta concentração de nutrientes geralmente estimulam o crescimento vigoroso das plantas, resultando em previsões para períodos propícios para intervenções de manejo. Monitorar essa relação permite ajustar o manejo das macrófitas de forma a otimizar a saúde das *wetlands* e a eficiência do tratamento da água, garantindo que a vegetação não cresça de forma descontrolada.

#### c) Monitoramento da Profundidade

A verificação regular da profundidade de uma *wetland* é essencial para garantir a eficiência do tratamento de água. Motivos importantes para esse monitoramento incluem o controle da perda do volume útil das *wetlands*, que interfere diretamente no potencial de tratamento da água, a compreensão da dinâmica dos

sedimentos, e o conhecimento da capacidade de armazenamento de água. A sedimentação pode reduzir a profundidade útil das *wetlands*, impactando negativamente o TDH e, conseqüentemente, a eficiência do tratamento.

Russell, Pecorelli e Glover (2021) sugerem que uma *wetland* deve ter no máximo três metros de profundidade. Por outro lado, Von Sperling e Sezerino (2018) indica que *wetlands* construídas, em situações mais controladas, devem ter em média um metro de profundidade. Essas sugestões reforçam a importância do controle da profundidade para garantir a eficiência do tratamento.

Com o manejo adequado da vegetação, impedindo sua decomposição na própria *wetland* e subsequente sedimentação, o monitoramento da profundidade pode ser realizado de forma semelhante a uma lagoa de estabilização, anualmente (EPA; 2002, ABNT; 2011). Esse monitoramento anual permite a verificação da manutenção da profundidade e volume adequados, garantindo que a qualidade da água de saída permaneça dentro dos parâmetros esperados. Se houver uma queda na qualidade da água, isso pode indicar uma perda de volume útil da *wetland*, resultando em um menor TDH e impactando a eficiência do sistema de tratamento.

Para monitorar a profundidade, diversas técnicas podem ser utilizadas, cada uma com suas especificidades e equipamentos associados. A batimetria é uma das principais, envolvendo a medição das profundidades subaquáticas para criar um perfil do fundo das *wetlands*. Esta técnica pode ser realizada com diferentes tipos de equipamentos, como sonar de varredura lateral, que usa ondas acústicas para mapear o fundo, e sistemas de sonar de varredura de alta resolução, que fornecem dados da profundidade e topografia.

Além da batimetria tradicional, outras abordagens incluem o uso de sensores de profundidade subaquáticos, que podem ser instalados em locais estratégicos para monitorar variações temporais na profundidade. Os sistemas de radar de penetração no solo (GPR) também podem ser utilizados para obter informações sobre a profundidade e a composição do substrato. Para áreas extensas, drones aquáticos e veículos operados remotamente (ROVs) podem ser empregados para coletar dados em grande escala, complementando as medições batimétricas com imagens e análises adicionais.

No entanto, a presença de macrófitas pode representar um desafio para a medição da profundidade. Técnicas como o radar de penetração no solo (GPR) e veículos operados remotamente (ROVs) podem ser limitadas devido à dificuldade de

penetração das ondas de radar e à obstrução causada pela vegetação. Nesses casos, é recomendável utilizar o sonar de varredura lateral ou sonar de alta frequência, que são mais eficazes em ambientes com vegetação densa, proporcionando imagens do fundo e da topografia subaquática.

Medidores de profundidade acústicos acoplados a embarcações ou drones aquáticos também podem ser uma opção, ajudando a superar obstáculos e a obter dados. Além disso, métodos de amostragem pontual com sondas manuais e a combinação de imagens aéreas com dados tradicionais podem complementar as medições e oferecer uma visão menos amostral das condições das *wetlands*. Como foi citado anteriormente, a identificação da forma biológica das macrófitas pode auxiliar nessa complementação e verificação da batimetria em locais onde a vegetação dificulta a utilização do método escolhido .

#### A) Outros Monitoramentos

A monitorização da pluviometria e de eventos climáticos extremos é fundamental para a gestão das *wetlands*, uma vez que esses fatores afetam diretamente o volume de água nas cavas, sua qualidade e a hidrodinâmica dos rios adjacentes. As chuvas intensas e eventos climáticos extremos podem provocar variações significativas no nível das águas das *wetlands*, impactando sua capacidade de retenção e influenciando a qualidade da água. Essas mudanças podem alterar a dinâmica dos rios, que influenciam a hidrodinâmica das *wetlands*.

A ausência de precipitação também interfere nas *wetlands*, aumentando a perda de volume de água por evapotranspiração. Assim, deve-se monitorar eventos climáticos por meio de estações fluviométricas, que medem a vazão e os parâmetros da água do rio, e de estações meteorológicas, que registram não somente a precipitação, mas também a velocidade e direção do vento, temperatura do ar, umidade relativa, radiação solar, evaporação e níveis de radiação ultravioleta. Essas medições são essenciais para compreender e mitigar os impactos das variabilidades climáticas sobre a dinâmica hídrica e a eficiência das *wetlands* no tratamento de águas.

Além disso, também é indicado realizar a monitorização da fauna das *wetlands*. A eficiência das *wetlands* na melhoria da qualidade da água pode ser avaliada observando a fauna presente, incluindo bioindicadores e a diversidade de espécies. A presença de determinados organismos, como certos tipos de insetos,

peixes e anfíbios, podem respaldar o estado da qualidade da água e a eficácia das funções ecológicas das *wetlands*.

Por fim, o monitoramento da mobilidade dentro das *wetlands* é assegura que as vias e caminhos entre as cavas permaneçam sempre acessíveis para veículos, maquinários e pedestres. O crescimento da vegetação ou a baixa frequência de manejo pode, com o tempo, obstruir esses caminhos. Portanto, recomenda-se a realização de verificações periódicas para garantir essa mobilidade. Manter essas rotas desobstruídas garante, não apenas a manutenção e intervenções nas *wetlands* quando necessário, mas também proporciona que o local possa ser visitado no intuito de educação ambiental ou até mesmo lazer, transformando áreas como essa em parques.

#### 4.3.5 Manejo e Destinação

Nesta seção são apresentadas desenvolvido diretrizes ao manejo e destinação das macrófitas em *wetlands*. Embora existam necessidade de manejo de diversos elementos, a gestão e destinação das macrófitas emergem como essenciais para o funcionamento eficaz das *wetlands*, especialmente na melhoria da qualidade da água. A vegetação aquática é vital sistema, sendo o principal motivo da diferenciação das lagoas de estabilização. O manejo adequado dessas plantas é, portanto, fundamental para garantir a eficiência das *wetlands* no tratamento da água e na manutenção da biodiversidade.

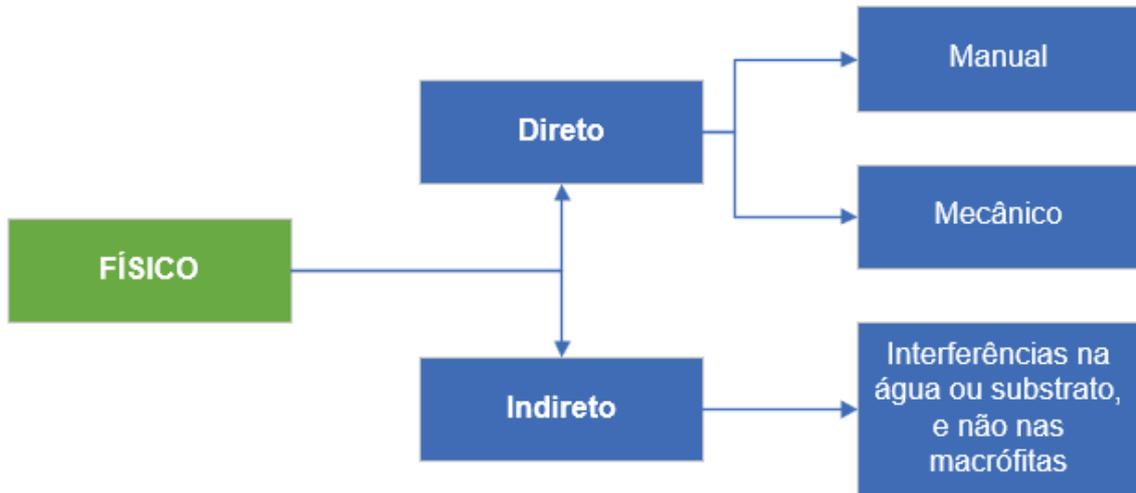
As macrófitas realizam a remoção de nutrientes, a oxigenação da água e a provisão de habitat para diversos microrganismos decompositores de matéria orgânica, contudo a proliferação excessiva ou inadequada dessas plantas pode levar a problemas como eutrofização, obstrução dos fluxos de água e redução da eficiência de remoção de poluentes. Além disso, ao término do ciclo de vida das macrófitas, sem o correto manejo e destinação, resulta no retorno das substâncias extraídas para a água.

##### a) Manejo

O manejo de macrófitas pode ser realizado por métodos físicos, químicos ou biológicos, contudo, para evitar impactos negativos na qualidade da água, opta-se por

focar nos métodos físicos, com suas variações ilustradas no fluxograma da FIGURA 70.

FIGURA 70 – MÉTODOS DO MANEJO FÍSICO DE MACRÓFITAS



FONTE: Autor

Esses métodos envolvem a remoção manual, mecânica ou de maneiras indiretas, como na variação do nível da água. Sugere-se a utilização do manejo mecânico, por se tratar de grandes áreas, tornando a remoção manual demorada, e o manejo indireto ineficiente, além de trazer inovação e modernização.

A escolha do manejo adequado da vegetação em *wetlands* depende, primeiramente, da identificação correta das espécies presentes e do seu agrupamento segundo a forma biológica. Cada forma biológica de macrófitas sugere uma técnica de manejo específica, uma vez que suas características de crescimento e desenvolvimento diferem.

Na área de estudo, a maior cobertura de macrófitas é composta por *Salvinia spp.* (flutuante livre). A segunda maior cobertura é constituída por *Cyperus* (emergente), que se desenvolveu sobre a *Salvinia*, portanto para 70% da área de estudo, as técnicas de manejo envolvem a remoção de plantas flutuantes na superfície da água.

Desta forma, para a remoção da biomassa de macrófitas flutuantes, recomenda-se aspiradores de superfície (FIGURA 71A), dispositivos projetados para sugar a vegetação da superfície da água, coletando-a em um compartimento de armazenamento a bordo, e colheitadeiras aquáticas (FIGURA 71D), que se tratam de

máquinas projetadas para cortar e coletar as macrófitas, também depositando-a em um recipiente a bordo.

Embora menos abundante na área de estudo a *Typha spp.* (emergente) é encontrada em grande quantidade em outras *wetlands* às margens do Rio Iguaçu, especialmente em áreas com estado sucessional mais avançado e menor profundidade de água. É provável que, com o aumento da sedimentação e/ou a diminuição da profundidade em alguns pontos, ocorra maior adensamento da *Typha*.

O manejo de *Typha*, e até mesmo o *Cyperus*, quando fixado no solo, envolve técnicas utilizadas para macrófitas emergentes, que pode requerer equipamentos mais robustos devido à densidade e resistência das plantas. Sugere-se o uso de escavadoras aquáticas (FIGURA 71B), cortadores de vegetação aquática (FIGURA 71C), e colheitadeiras aquáticas (FIGURA 71D).

FIGURA 71 – MODELOS DE EQUIPAMENTOS USADOS NA REMOÇÃO MECANIZADA DAS MACRÓFITAS. A) EMBARCAÇÃO. B) ESCAVADORA AQUÁTICA MODELO HIDROTRACTOR HT130. C) CORTADOR. D) COLHEITADEIRA.



FONTE: A) LF AMBIENTAL (2023). B) HIDROTRACTOR (2023). C) AGRIEXPO (2023). D) HIDROTRACTOR, 2023.

A determinação do momento adequado para o manejo de macrófitas é guiada pelo monitoramento periódico e contínuo, das próprias macrófitas, mas também da

qualidade da água, conforme discutido na seção anterior. Períodos de maior precipitação, caracterizados pela maior diluição da água e pela redução da matéria orgânica, tendem a diminuir o crescimento da vegetação. Conseqüentemente, isso aumenta o intervalo necessário para o manejo. Em contraste, períodos de seca podem resultar em um aumento na concentração de matéria orgânica, favorecendo o desenvolvimento acelerado da vegetação. Essa condição demanda uma redução no intervalo de manejo das macrófitas.

De acordo com as diretrizes estabelecidas pela NBR 17076 (ABNT, 2024) o manejo adequado das macrófitas envolve o corte da parte aérea das plantas durante a fase de crescimento, potencializando assim a capacidade de extração de nutrientes. Para obter tal precisão do correto momento de manejo, é necessário um monitoramento com os equipamentos de maior tecnologia descritos na seção 4.3.4.

#### b) Destinação

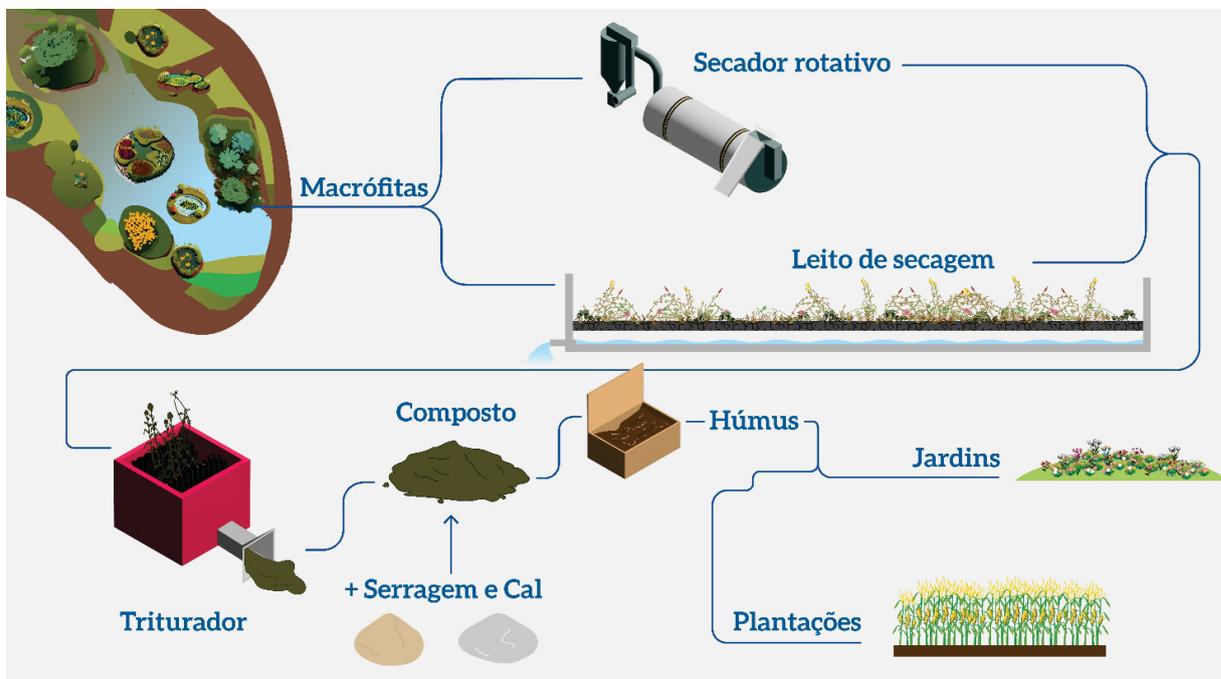
A destinação das macrófitas removidas é um aspecto importante do manejo. Há diversas opções para a utilização sustentável dessas plantas, que podem incluir compostagem, produção de biomassa para energia, ou uso como matéria-prima em processos industriais. A escolha da destinação dependerá das características específicas das macrófitas e das necessidades locais.

Entre as opções de destinação das macrófitas retiradas das *wetlands*, a destinação para aterros não será abordada em detalhes, pois essa prática representa um desperdício de recursos, já que as macrófitas possuem um alto poder calorífico no aproveitamento para a geração de energia, e são ricas em nutrientes para processos de compostagem. Utilizá-las em aterros significa perder o potencial de conversão dessas plantas em biocombustíveis, bioeletricidade ou compostos orgânicos, que podem beneficiar tanto o meio ambiente quanto a economia local.

A utilização de macrófitas na compostagem para a produção de fertilizantes é uma prática de crescente importância no manejo sustentável de resíduos orgânicos. As macrófitas, devido à sua capacidade de acumular nutrientes como nitrogênio, fósforo e potássio, apresentam potencial para serem convertidas em compostos orgânicos de alta qualidade. A compostagem dessas plantas aquáticas não só contribui para a redução de resíduos vegetais nos ecossistemas aquáticos, mas também resulta na produção de fertilizantes ricos em nutrientes, que podem melhorar a fertilidade do solo e a produtividade agrícola.

Na FIGURA 72 são exemplificados os processos em que as macrófitas devem passar para serem utilizadas na compostagem. Inicia-se pela coleta do substrato, seguido de sua secagem, a qual dentre as possibilidades foi apresentada a aplicabilidade de secadores rotativos e/ou leitos de secagem. Recomenda-se a homogeneização da biomassa por meio de trituradores e misturadores capazes de uniformizar toda mistura, ainda com as contribuições físico-químicas da adição de serragem e cal, para por fim, o húmus já com valor agregado possa ser destinado à jardins e agricultura.

FIGURA 72 – FLUXOGRAMA ESQUEMÁTICO DOS PROCESSOS DE MACRÓFITAS PARA USO EM COMPOSTAGEM



FONTE: UNILIVRE (2024)

Pesquisas recentes têm sido desenvolvidas para incentivo do uso de macrófitas na compostagem devido aos seus benefícios agronômicos e ambientais. Dissanayaka *et al.* (2023) destacaram em seu estudo a eficácia da compostagem de macrófitas aquáticas na melhoria das propriedades químicas e biológicas do solo. Azevedo *et al.* (2022), complementam com a demonstração que a compostagem de macrófitas resultou em um fertilizante orgânico de alta qualidade.

Outra destinação da biomassa das macrófitas é para a produção de formas de energia, por meio da conversão em biogás e bioetanol. Estudos mostram o

potencial da *Salvinia* (abundante na área de estudo) na produção do biogás por meio de sua biomassa (Mujizat *et al.*, 2019), o uso de *Cyperus* e *Typha*, ambos presentes na área de estudo, para geração do bioetanol (Oliveira *et al.*, 2017; Kouwanou *et al.*, 2019).

A integração dessas práticas de aproveitamento da biomassa das macrófitas com a geração de empregos e o impulso à economia local é inovador. A transformação da biomassa em diversas formas de energia não só contribui para a sustentabilidade ambiental, mas também oferece oportunidades de desenvolvimento econômico através da criação de novos empregos no setor de energia renovável e na gestão de resíduos. Portanto, o aproveitamento da biomassa das macrófitas para a produção de energia é uma estratégia multifacetada que combina benefícios ambientais, energéticos e socioeconômicos.

## 5 CONCLUSÃO

A área de estudo foi explorada nas décadas de 1980 e 1990. Com o encerramento das atividades de extração no início do século XXI, a região passou por um processo natural de sucessão ecológica, marcado pelo desenvolvimento de macrófitas nas cavas alagadas, pelo afloramento do nível freático e pelas inundações dos rios adjacentes. Esse processo resultou na formação de um ecossistema de *wetlands* em aproximadamente uma década. A destinação que a área recebeu favoreceu sua preservação contra ocupações irregulares e degradação ambiental, transformando-a em um espaço adequado para múltiplos usos, como reserva hídrica em períodos de escassez, parque para lazer e turismo da comunidade, ou ainda para o tratamento de águas residuárias, sendo este último o foco da presente pesquisa.

Para acelerar o processo de sucessão ecológica das áreas impactadas pela mineração transformadas em *wetlands*, órgãos ambientais podem sugerir que projetos como o proposto nesta pesquisa, sejam implementados como parte do Plano de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD). Intervenções planejadas e direcionadas têm o potencial de reduzir o tempo necessário para a recuperação natural, resultando em uma mitigação dos impactos ambientais de forma mais rápida e eficaz.

O uso de Veículos Aéreos Não Tripulados (VANTs) no reconhecimento da cobertura vegetal sobre as *wetlands* destaca-se como uma tecnologia inovadora, não apenas para a classificação da vegetação, mas também para o monitoramento contínuo, devido à sua velocidade e praticidade em comparação com métodos tradicionais. Por meio do mapeamento da vegetação, é possível estimar o potencial de tratamento da *wetland*, uma vez que cada espécie possui particularidades na remoção de contaminantes. Além disso, a forma biológica das macrófitas permite inferir a profundidade da água e, conseqüentemente, a capacidade volumétrica de tratamento de águas residuárias.

As recomendações abordadas para que *wetlands* formadas a partir de cavas de mineração contribuam para a melhoria da qualidade dos rios, concentram-se nos seguintes aspectos: definição do fluxo da *wetland*, determinação do balanço hídrico, implementação de intervenções técnicas, gestão do sistema por meio de monitoramento contínuo, e manejo periódico das macrófitas, aproveitando seus benefícios para destinações sustentáveis. A aplicação dessas recomendações resulta em um desempenho mais eficiente das *wetlands* no tratamento de águas.

Para futuros estudos, sugere-se a avaliação do potencial de tratamento das *wetlands* por meio da medição da qualidade da água em pontos estratégicos, como a entrada e a saída do sistema, bem como em locais internos, ao longo da extensão das *wetlands*, a fim de analisar a melhoria gradual da qualidade da água. Com a realização de medições de vazão e da qualidade da água, também é possível desenvolver estudos focados na modelagem hidrodinâmica e bioquímica, ampliando a compreensão dos processos físicos e bioquímicos presentes nas *wetlands*.

Além disso, é importante considerar, em estudos futuros, a análise detalhada dos custos envolvidos na implementação e operação de sistemas das *wetlands*. A avaliação da viabilidade técnica e econômica do sistema, pode considerar fatores como despesas iniciais de instalação, manutenção periódica, e custos associados à operação ao longo do tempo.

O monitoramento da cobertura vegetal também pode ser tema de estudos futuros, com o acompanhamento periódico das mudanças nas espécies e suas áreas de cobertura, correlacionando essas variações com fatores como sazonalidade, vazão nas *wetlands*, qualidade do afluente, e outras variáveis que influenciam o crescimento ou o fim do ciclo de vida das macrófitas.

Além disso, trabalhos voltados ao paisagismo e urbanismo podem ser desenvolvidos em conjunto com iniciativas de saneamento, visando não apenas a restauração ecológica, mas também a recuperação social do ambiente degradado. A criação de parques, a formulação de políticas públicas e a promoção de educação ambiental para as comunidades adjacentes podem complementar os esforços de recuperação proporcionados pelas *wetlands*.

## REFERÊNCIAS

- AALAM, T.; KHALIL, N. Performance of horizontal sub-surface flow constructed wetlands with different flow patterns using dual media for low-strength municipal wastewater: a case of pilot scale experiment in a tropical climate region. **Journal of Environmental Science and Health. Part A**, New York, v. 54, n. 12, p. 1245–1253, 2019.
- ADAM, P.; DEBIAIS, N.; MALAVOI, J.-R. **Manuel de Restauration Hydromorphologique des Cours d'Eau**. Nanterre: Agence de l'Eau Seine-Normandie, 2007a. Disponível em: <https://side.developpement-durable.gouv.fr/CENT/doc/SYRACUSE/159200/manuel-de-restauration-hydromorphologique-des-cours-d-eau>. Acesso em: 04 set. 2024.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (BRASIL). **Manual de Usos Consecutivos de Água no Brasil**. Brasília DF: ANA, p.10, 2019.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Cadernos de capacitação em Recursos Hídricos: Plano de Recursos Hídricos e Enquadramento dos corpos de água**. Volume 5. Brasília, DF: SAG; 2013.
- AGUNBIADE, F. O.; OLU-OWOLABI, B. I.; ADEBOWALE, K. O. Phytoremediation potential of Eichhornia crassipes in metal-contaminated coastal water. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 19, p. 4521-4526, 2009. ISSN 0960-8524. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.04.011>. Acesso em: 13 set. 2024.
- AHMED, S. D.; AGODZO, S. K.; ADJEI, K. A. **Designing river diversion constructed wetland for water quality improvement**. In: Inland Waters - Dynamics and Ecology. IntechOpen, 2021. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5772/intechopen.92119>. Acesso em: 11 set. 2024.
- ALLEN, R. G.; PEREIRA, L. S.; RAES, D.; SMITH, M. Crop evapotranspiration – Guidelines for computing crop water requirements. **FAO Irrigation and Drainage Paper**, n. 56, FAO, Roma, 1998.
- ALMEIDA, B. L. de. Ocupação irregular do Guarituba – Piraquara/PR e ações de melhoria urbana por meio da intervenção pública. **Planejamento e Políticas Públicas**, n. 43, p. 252–271, 2014. Disponível em: [PPP\\_n43\\_Ocupacao.pdf](#) (ipea.gov.br). Acesso: 14 ago. 2024.
- ALMEIDA, E. C. de O. **Classificação de corpos d'água com base na integração água-sedimento: estratégias para nova visão de enquadramento**. 2020.90 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Curitiba, 2020.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

ALVES, J. A. A.; TAVARES, A. S.; TREVISAN, R. Composição e distribuição de macrófitas aquáticas na lagoa da Restinga do Massiambu, Área de Proteção Ambiental Entorno Costeiro, SC. **Rodriguésia**, v. 62, n. 4, p. 785-801, 2011.

Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/rod/a/n9mL4RJc5R8YFJ8mBtMhLVr/?lang=pt&format=pdf#:~=regi%C3%B5es%20frequentemente%20ocupadas%20por%20macr%C3%B3fitas%20anf%C3%ADbias%20e,pela%20disposi%C3%A7%C3%A3o%20das%20esp%C3%A9cies%20no%20sentido%20margem>. Acesso em: 24 ago. 2024.

ALVES, S. B. **Os impactos ambientais causados pela ocupação irregular urbana de áreas de várzeas em Belém-PA**. 2017. 76 f. Dissertação (Mestrado Profissionalizante em Tecnologia Ambiental) - Centro de Ciências Exatas, Naturais e Tecnologias, Universidade de Ribeirão Preto, Ribeirão Preto (SP), 2017 Disponível em: <https://repositorio.unaerp.br/handle/12345/141?show=full>. Acesso em: 13 ago. 2024.

ALVES-DA-SILVA; S. C.; BONA; C.; MOÇO; M. C. C.; CERVI; A. C. Floristic survey and species richness of aquatic macrophytes in water supply reservoirs. **Check List Journal of species list and distribution**. 10(6): 1324–1330, 2014. ISSN 1809-127X. DOI: 10.15560/10.6.1324.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23. ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2017.

ANDRADE, A. R.; FELCHAK, I. M. A poluição urbana e o impacto na qualidade da água do rio das Antas - Irati/PR. **Geoambiente Online**, n. 12, p. 01-25, Jataí (GO), 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.5216/rev.%20geoambie.v0i12.25985>. Acesso em: 13 ago. 2024.

ANDRADE, Rodrigo da Silva, ARAÚJO, Ellen Silva Ocupações irregulares das margens do rio cereja em Bragança - Pará e os danos causados para o ecossistema natural para o II CONARA 2020. In: CONGRESSO ARAGUAIENSE DE CIÊNCIAS EXATA, TECNOLÓGICA E SOCIAL APLICADA, p. 1-9, 2020, Santana do Araguaia. Anais... Santana do Araguaia: II CONARA, 2020.

AREAL DURAU. **Empresa Extração de Areia – Areia em Curitiba**. Disponível em: <https://www.arealdurau.com.br/>. Acesso em: 05 ago. 2024.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **ABNT NBR 12209**: Projeto de lagoas de estabilização. Rio de Janeiro: ABNT, 2011.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 17076**: Projeto de sistema de tratamento de esgoto de menor porte - requisitos. Rio de Janeiro: ABNT, 2024.

AZEVEDO, G. A. de.; MALTONI, K. L.; OLIVEIRA, F. A. S.; FARIA, G. A.; CASSIOLATO, A. M. R.; AZEVEDO, J. R. Composting and vermicomposting of aquatic macrophytes for agronomic use. **Research, Society and Development**, [S. l.], v. 11, n. 13, p. e440111329024, 2022. DOI: 10.33448/rsd-v11i13.29024.

Disponível em: <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/29024>. Acesso em: 13 sep. 2024.

BAMRUNGWONG, J. Flap Gate Weir Structural Design Using FEA. **Journal of Physics: Conference Series**, v. 2701, 2024, p. 012066. IOP Publishing. Disponível em: <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1742-6596/2701/1/012066/pdf>. Acesso em: 19 ago. 2024.

BARCELONA METROPOLITAN. **Parques lineares rio Bésos**. 2022. Disponível em: <https://www.barcelona-metropolitan.com/>. Acesso em: 7 ago. 2024.

BARROS, D. K.; SILVA, M. V. F.; NAPOLEÃO, R.; VIANA, R. A. L.; ALMEIDA, J. R.; LINS, G. A.; RODRIGUES, M. G. Considerations about the environmental impact caused by extracting sand. **Revista Internacional de Ciências**, v. 3, n. 1, p. 76–89, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.12957/ric.2013.7062>. Acesso em: 05 ago. 2024.

BELTRÃO, E. T. **Automação no Processo de Vetorização de Áreas de interesse e Buffer variável sobre imagens de Satélite**. 2012. Dissertação (Mestrado em Geomática) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2012.

BERTRAND, G; BERTRAND, C. **Uma geografia transversal e de travessias: o meio ambiente através dos territórios e das temporalidades**. Organizador PASSOS, M. M. dos. Maringá: Ed. Massoni, 2007. 332p.

BLAZEJEWSKI, R.; MURAT-BLAZEJEWSKA, S. Soil clogging phenomena in constructed wetlands with subsurface flow. **Water Science and Technology**, v. 35, n. 5, p. 183-188, 1997. ISSN 0273-1223. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00067-X](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00067-X). Acesso em: 03 set. 2024.

BOWELL, R. J. The hydrogeochemical dynamics of mine pit lakes. **Geological Society, London, Special Publications**, v. 198, n. 1, p. 159–185, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.1144/GSL.SP.2002.198.01.11>. Acesso em: 14 ago. 2024.

BRADFER-LAWRENCE, T.; FINCH, T.; BRADBURY, R. B.; BUCHANAN, G. M.; MIDGLEY, A.; FIELD, R. H. The potential contribution of terrestrial nature-based solutions to a national 'net zero' climate target. **Journal of Applied Ecology**. 58, 2349–2360. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14003>. Acesso em: 20 ago. 2024.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 18 mar. 2005. Disponível em: [https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res\\_conama\\_357\\_2005\\_classificacao\\_corpos\\_agua\\_rtfcd\\_a\\_altrd\\_res\\_393\\_2007\\_397\\_2008\\_410\\_2009\\_430\\_2011.pdf](https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_classificacao_corpos_agua_rtfcd_a_altrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf). Acesso em: 27 ago. 2024.

BRASIL. Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. Brasília, DF: Presidência da República, 1988. Disponível em: [https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/constituicao/constituicao.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm). Acesso em: 27 fev. 2024.

BRASIL. Decreto nº 97.632, de 10 de abril de 1989. Regulamenta o Plano de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD) previsto na Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, p. 6722, 11 abr. 1989.

BRASIL. Decreto-Lei nº 227, de 28 de fevereiro de 1967. Código de Mineração. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 28 fev. 1967. Disponível em: [https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/decreto-lei/del0227.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto-lei/del0227.htm). Acesso em: 05 ago. 2024.

BRASIL. Decreto-Lei nº 97.632, de 1º de abril de 1989. Regulamenta a Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, que institui a Política Nacional do Meio Ambiente, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 3 abr. 1989. Seção 1, p. 6415.

BRASIL. Lei Decreto nº 97.632, de 10 abril de 1989. Dispõe sobre a regulamentação do Artigo 2º, inciso VIII, da Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, e dá outras providências. Disponível em: [https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/decreto/1980-1989/d97632.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1980-1989/d97632.htm). Acesso em: 29 fev. 2024.

BRASIL. Lei nº 10.257, de 10 de julho de 2001. Regulamenta os artigos 182 e 183 da Constituição Federal, estabelece diretrizes gerais da política urbana e dá outras providências. Brasília, DF: Presidência da República, 2001. Disponível em: <https://legislacao.presidencia.gov.br/atos/?tipo=LEI&numero=10257&ano=2001&ato=39fATQU5kMNpWT905>. Acesso em: 13 ago. 2024.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em: [https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm). Acesso em: 29 fev. 2024.

BRASIL. Lei nº 14.285, de 29 de dezembro de 2021. Altera a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, a Lei nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979, e a Lei nº 11.952, de 25 de junho de 2009, para dispor sobre as faixas marginais de cursos d'água em áreas urbanas consolidadas. Disponível em: [https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2019-2022/2021/Lei/L14285.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2019-2022/2021/Lei/L14285.htm). Acesso em: 10 dez. 2024.

BRASIL. Lei nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979. Dispõe sobre o Parcelamento do Solo Urbano e dá outras providências. Disponível em: [https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/l6766.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6766.htm). Acesso em: 29 fev. 2024.

BRASIL. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação. Disponível em: [https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/l6938.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938.htm). Acesso em: 29 fev. 2024.

BRASIL. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, p. 16509, 2 set. 1981.

BRASIL. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Institui a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 2 set. 1981. Seção 1, p. 14820. BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? **Water Science Technology**, v. 35, n. 5, p. 11-17. 1997. Disponível em: (PDF) Do Macrophytes Play a Role in Constructed Treatment Wetlands? (researchgate.net). Acesso em: 25 ago. 2024.

CABRAL, L. do N.; CÂNDIDO, G. A. Urbanização, vulnerabilidade, resiliência: relações conceituais e compreensões de causa e efeito. **Revista Brasileira de Gestão Urbana**, v.11, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/2175-3369.011.002.AO08>. Acesso em: 13 ago. 2024.

CAI, H.; ZHANG, C.; XU, J.; WANG, F.; XIAO, L.; HUANG, S.; ZHANG, Y. Water quality prediction based on the KF-LSTM encoder-decoder network: A case study with missing data collection. **Water**, v. 15, p. 2542, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w15142542>. Acesso em: 13 set. 2024.

CAMPELO, F.R., SOUZA, J.C.R., DRAY, W.T. Impactos do uso e ocupação do solo e do curso d'água no lago Macurany. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 10, 2020. Disponível em: DOI:<https://doi.org/10.34117/bjdv6n10-550>. Acesso em: 13 ago. 2024.

CARMO, R. L. SCHMIDT, A. F. J. ANAZAWA, T. M. **O problema da água é o saneamento**. Parte 7 – Água na escala regional: urbanização e escassez relativa de água: desafios em escala regional. Editora da Universidade Estadual da Paraíba. Campina Grande (PB). 2021. Disponível em: <https://iuaca.ua.es/documentos/documents/ebooks/problema-da-agua-e-do-saneamento.pdf>. Acesso em: 13 ago. 2024.

CARVALHO, J. W. L. T.; MARANGON, F. H. S.; SANTOS, I. Recuperação de rios urbanos: da interdependência e sincronicidade dos processos de desnaturalização em rios e bacias hidrográficas urbanas. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 40, p. 163–174, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.11606/rdg.v40i0.162247>. Acesso em: 14 ago. 2024.

CAVALHEIRO, T. L.; AMORIM, A. M. P. B.; PREUSSLER, K. H.; MARANHO, L. T. Avaliação da eficiência das *Wetlands* Naturais no Pós-Tratamento do Lixiviado no Aterro Sanitário da Caximba, Curitiba, PR, Brasil. **IV Seminário Regional Sobre Gestão de Recursos Hídricos**. 2014. SSN CD-ROM 2316-5049

CENTRO DE GESTÃO E ESTUDOS ESTRATÉGICOS (CGEE). **Políticas e soluções para cidades sustentáveis: Soluções baseadas na Natureza (SbN)**. Resumo Executivo. Brasília, DF: CGEE, 2022. 38 p.

CHAURASIA, S. Role of macrophytes: A review. **Advances in Zoology and Botany**, v. 10, n. 4, p. 75-81, 2022. Disponível em: (PDF) Role of Macrophytes: A Review (researchgate.net). Acesso em: 22 ago. 2024. 10.13189/azb.2022.100401.

COELHO, M.; FERNANDES, C. V. S.; DETZEL, D. H. M.; MANNICH, M. Statistical validity of water quality time series in urban watersheds. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 22, e51, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/2318-0331.0217160071>. Acesso em: 14 ago. 2024.

COMPANHIA ENERGÉTICA DE MINAS GERAIS (CEMIG). **Macrófitas Aquáticas: Caracterização e importância em reservatórios hidrelétricos**. Belo Horizonte: CEMIG, 2021. 96 p. il. fot. ISBN 978-85-87929-85-3.

COORDENAÇÃO DA REGIÃO METROPOLITANA DE CURITIBA (COMEC). **Elaboração de estudo de concepção do plano diretor da área de interesse especial regional do Iguaçu – AIERI**. Governo do Estado do Paraná, 2013. Disponível em:

<[https://www.amep.pr.gov.br/sites/comec/arquivos\\_restritos/files/documento/2022-03/relatorio\\_final\\_plano\\_diretor\\_aieri\\_vol\\_4.pdf](https://www.amep.pr.gov.br/sites/comec/arquivos_restritos/files/documento/2022-03/relatorio_final_plano_diretor_aieri_vol_4.pdf)>. Acesso em: 22 jul 2023.

COSTA, D. A.; ASSUMPÇÃO, R. S. F. V.; AZEVEDO, J. P. S.; SANTOS, M. A. Dos instrumentos de gestão de recursos hídricos – o Enquadramento – como ferramenta para reabilitação de rios. **Saúde Debate**, Rio de Janeiro, v. 43, n. Especial 3, p. 35–50, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/0103-11042019S303>. Acesso em: 14 ago. 2024.

COWARDIN, L. M.; CARTER, V.; GOLET, F. C.; LAROE, E. T. **Classification of Wetlands and Deepwater Habitats of the United States**. Washington, D.C.: U.S. Fish and Wildlife Service, 1979. (FWS/OBS-79/31). Disponível em: U.S. Fish and Wildlife Service (fws.gov). Acesso em: 15 ago. 2024.

CRESWELL, J. W., PLANO CLARK, V. L. **Designing and Conducting Mixed Methods Research**. 3rd ed. Thousand Oaks: SAGE Publications, 2017.

CRUZ, A. D. **Produção de biogás utilizando macrófitas aquáticas**. 2020. 56 f. Dissertação (Mestrado em Energias Renováveis) – Centro de Energias Alternativas e Renováveis, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa (PB), 2020. Disponível em: ArturoDiasDaCruz\_Dissert.pdf (ufpb.br). Acesso em: 12 set. 2024.

CTL ENGENHARIA. Ampliação da ETE Atuba Sul, em Curitiba (PR) já atinge 60% do planejado. **Portal Tratamento de Água**. Disponível em: <https://tratamentodeagua.com.br/ampliacao-da-ete-atuba-sul/>. Acesso em: 24 ago. 2024.

CYCLIFIER.ORG. **Baima Canal Restorer**. 2002. Disponível em: <https://www.cyclifier.org/project/baima-canal-restorer/>. Acesso em: 7 ago. 2024.

CYCLIFIER.ORG. **Baima Canal Restorer**. 2002. Disponível em: <https://www.cyclifier.org/project/baima-canal-restorer/>. Acesso em: 7 ago. 2024.

DAVIDSON, N.C., FLUET-CHOUINARD, E., FINLAYSON, C.M. Global extent and distribution of wetlands: trends and issues. **Marine and Freshwater Research**, v. 69, n. 4, p. 620-627, 2018. Disponível em: Global extent and distribution of wetlands: Trends and issues | Request PDF (researchgate.net). Acesso em: 15 ago. 2024.

DAVIS, S. M. **Toward Ecosystem-Based Policy in the Great Lakes Basin: The Green Ribbon Initiative**. Delray Beach, FL: St. Lucie Press, 1995.

DE PONTES, J. C.; FARIAS, M. M. S.; LIMA, V. L. A. Mineração e seus reflexos socioambientais: Estudos de Impactos de Vizinhança (EIV) causados pelo desmonte de rochas com uso de explosivos. **Polêm!ca**, v.12, n.1, pp.77-90. 2013. DOI: 10.12957/polemica.2013.5277. Disponível em: <https://doi.org/10.12957/polemica.2013.5277>. Acesso em: 12 set. 2024.

DILDEY, L. M.; MENDES, E. A. A.; RODRIGUES, G. T.; LISBOA, L. S.; RATTON, P.; MARCON, R. A.; RATTON, E. Os usos e ocupações do solo nas áreas de várzea e de wetlands naturais nas margens do Rio Iguaçu na Região Metropolitana de Curitiba. In: **Anais do 6º Simpósio Brasileiro de Wetlands Construídos**, p. 188-197, 2023. Disponível em: Anais-6SWBrasil-2023.pdf (wetlandsbrasil.com.br). Acesso em: 28 ago. 2024.

DIM ENGENHARIA E EQUIPAMENTOS. **Comportas**. 2021. Disponível em: Comportas Dim Engenharia - COMPORTA STOP LOG. Acesso em: 04 set. 2024.

DOTRO, G.; LANGERGRABER, G.; MOLLE, P.; NIVALA, J.; PUIGAGUT, J.; STEIN, O.; SPERLING, M. von. **Treatment Wetlands**. IWA Publishing, 2017. DOI: <https://doi.org/10.2166/9781780408774>. ISBN eletrônico: 9781780408774.

DOTRO, G.; LANGERGRABER, G.; MOLLE, P.; NIVALA, J.; PUIGAGUT, J.; STEIN, O.; VON SPERLING, M. **Treatment Wetlands**. Biological Wastewater Treatment Series. v. 7. London: IWA Publishing, 2017.

DREISEITL, H.; LEONARDBSEN, J. A. **Cost-Benefit Analysis of Bishan-Ang Mo Kio Park**. National University of Singapore, 2015.

DURIGAN, G.; SILVEIRA, E. R. Recomposição da mata ciliar em domínio de cerrado, Assis, SP. **Scientia Forestalis** n. 56, p. 135-144, 1999.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **Wastewater Technology Fact Sheet: Facultative Lagoons**. EPA 832-F-02-014, 2002.

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. Capítulo 8, p. 358-402.

EUROPEAN COMMISSION. **Soluções baseadas na natureza e os desafios da água – Acelerando a transição para cidades mais sustentáveis**. Publications

Office of the European Union, 2022. Disponível em: <https://data.europa.eu/doi/10.2777/850594>. Acesso em: 14 ago. 2024.

FABIANOVICZ, R. **Conflitos entre a extração de areia e a expansão urbana na região da Grande Curitiba (PR)**. Dissertação (Mestrado em Geociências) - Instituto de Geociências, Universidade Estadual de Campinas, Campinas (SP), 1998. Disponível em: <https://hdl.handle.net/20.500.12733/1585996>. Acesso em: 14 ago. 2024.

FELIPE, A. S.; MARINI, M. J.; PERONDI, M. A.; SANTOS, G. D. A Importância do planejamento urbano para o desenvolvimento sustentável: uma revisão de literatura. **Revista Brasileira de Planejamento e Desenvolvimento**, Curitiba, v. 9, n. 2, p. 171-191, 2020. Disponível em: <https://periodicos.utfrpr.edu.br/rbpd/article/view/9172>. Acesso em: 13 ago. 2024.

FERREIRA, C. S. S.; KAŠANIN-GRUBIN, M.; KAPOVIĆ SOLOMUN, M.; SUSHKOVA, S.; MINKINA, T.; ZHAO, W.; KALANTARI, Z. Wetlands as nature-based solutions for water management in different environments. **Current Opinion in Environmental Science & Health**, v. 33, p. 100476, 2023. ISSN 2468-5844. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2023.100476>. Acesso em: 13 ago. 2024.

FERREIRA, F. A.; MORMUL, R. P.; THOMAZ, S. M.; POTT, A.; POTT, V. J. Macrophytes in the upper Paraná river floodplain: checklist and comparison with other large South American wetlands. **Revista de Biologia Tropical** (Int. J. Trop. Biol.), v. 59, n. 2, p. 541–556, 2011. ISSN 0034-7744. Disponível em: [Macrophytes in the upper Paraná river floodplain: checklist and comparison with other large South American wetlands \(scielo.sa.cr\)](https://scielo.sa.cr). Acesso em: 15 ago. 2024.

FERREIRA, R. C. A preservação das margens dos rios urbanos na legislação da Federação Brasileira: atritos entre o território normado e o território como norma. **Boletim Campineiro de Geografia**, v. 11, n. 1, p. 45–58, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.54446/bcg.v11i1.523>. Acesso em: 13 ago. 2024.

FETTER, C. W.; KREAMER, D. **Applied Hydrogeology**. 4. ed. Prentice Hall, 2001.

FINDLAY, S. J.; TAYLOR, M. P. Why rehabilitate urban river systems? **Area**, Malden, v. 38, n. 3, p. 312-325, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1475-4762.2006.00696.x>. Acesso em: 05 ago. 2024.

FKB Válvulas. **Comporta flap**. 2022. Disponível em: <Comporta flap - FKB Válvulas e Comportas ([fkbvalvulas.com.br](http://fkbvalvulas.com.br))>. Acesso em: jul. 2024.

GARCIA, H. **Cavas do rio Iguaçu - Curitiba - PR**. 2008. Disponível em: [http://www.hudsongarcia.com/?op=lista\\_galeria&pagina=969&tot\\_registro=8271&galéria=&qtd\\_pg=8](http://www.hudsongarcia.com/?op=lista_galeria&pagina=969&tot_registro=8271&galéria=&qtd_pg=8). Acesso em: 05 ago. 2024.

GARCIA, J. M.; MANTOVANI, P.; GOMES, R. C.; LONGO, R. M.; DEMANBORO, A. C.; BETTINE, S. do C. Degradação ambiental e qualidade da água em nascentes de

rios urbanos. **Sociedade & Natureza**, v. 30, n. 1, p. 228–254, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.14393/SN-v30n1-2018-10>. Acesso em: 13 ago. 2024.

GARCÍA-ÁVILA, F.; PATIÑO-CHÁVEZ, J.; ZHINÍN-CHIMBO, F.; DONOSO-MOSCOSO, S.; FLORES DEL PINO, L.; AVILÉS-AÑAZCO, A. Performance of *Phragmites australis* and *Cyperus papyrus* in the treatment of municipal wastewater by vertical flow subsurface constructed wetlands. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 7, n. 3, p. 286-296, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.04.001>. Acesso em: 12 set. 2024.

GEOCURITIBA. **Aplicativo para visualização e comparação entre imagens de satélite, de restituição e ortofotos**. Disponível em: <<https://geocuritiba.ippuc.org.br/portal/apps/webappviewer/index.html?id=c847fc51b6c4f92b1117aae52f0dddb>>. Acesso em: 05 jun. 2024.

GONÇALVES, L. V. **Qualidade da Água em Lagos de Mineração - Estudos de Caso: Águas Claras e Riacho dos Machados**. 2013. 122 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos), Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte (MG), 2013. Disponível em: [dissertacao\\_de\\_luciana\\_viana\\_goncalves.pdf](#) (ufmg.br). Acesso em: 14 ago. 2024.

GORITO, A. M. *et al.* Constructed wetland microcosms for the removal of organic micropollutants from freshwater aquaculture effluents. **Sci Total Environ**. 644:1171–1180. 2018.

GORSKI, M. C. **Recuperação de Rios Urbanos**. In: IPPLAP. Piracicaba, o rio e a cidade: ações de reaproximação. Piracicaba: IPPLAP, 2011. p. 135-162.

GOUVEIA, R. L.; SELVA, V. S. F.; CABRAL, J. J. P. S. Educação ambiental para a revitalização de rios em áreas urbanas. **Revista Educação Ambiental**, n. 68, 2019. Disponível em: <http://revistaea.org/artigo.php?idartigo=3741>. Acesso em: 13 ago. 2024.

GRIFFITH, J. J.; TOY, T. J. O modelo físico-social da recuperação ambiental. **Brasil Mineral**, São Paulo, v. 22, n. 242, p. 166-174, 2005.

HAMAD, O. T. M. H. Comparative study on the performance of *Typha latifolia* and *Cyperus papyrus* on the removal of heavy metals and enteric bacteria from wastewater by surface constructed wetlands. **Chemosphere**, v. 260, p. 127551, 2020. ISSN 0045-6535. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127551>. Acesso em: 13 set. 2024.

HAMBÄCK, P. A.; DAWSON, L.; GERANMAYEH, P.; JARSJÖ, J.; KAČERGYTĖ, I.; PEACOCK, M.; COLLENTINE, D.; DESTOUNI, G.; FUTTER, M.; HUGELIUS, G.; HEDMAN, S.; JONSSON, S.; KLATT, B. K.; LINDSTRÖM, A.; NILSSON, J. E.; PÄRT, T.; SCHNEIDER, L. D.; STRAND, J. A.; URRUTIA-CORDERO, P.; ÅHLÉN, D.; BLICHARSKA, M. Tradeoffs and synergies in wetland multifunctionality: A scaling issue, **Science of The Total Environment**, v. 862, 2023, 160746, ISSN 0048-9697. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160746>. Acesso em: 15 ago. 2024.

HAMIRISI. **Estudo Hidrológico Simplificado Para Determinação Do Balanço Hídrico E Da Curva De Permanência Da Vazão Para Captação Das Células De Reserva 2 E 3 Do Complexo De Cavas Aw3 Formadoras Das Reservas Hídricas Do Sistema De Abastecimento De Água Do Altíssimo Iguaçu**. Curitiba, 2023. Relatório Técnico.

HATVANI, IG; DOKULIL, M. T.; CLMENT, A. **The role of wetlands in mitigating impacts from diffuse agricultural loads**. Encyclopedia of Inland Waters 2022:285–299pp. 2nd ed.

HOLLER, W. A.; VASCONCELLOS, B. N. de; GEMIGNANI, B. H.; CORTE, A. P. D. da; MALLMANN, A. A. C. **Câmeras modificadas e multiespectrais embarcadas em drones: enfoque para estudos da vegetação**. Embrapa Florestas, Colombo, PR, 2022. ISSN 1980-3958.

HOTA, A.; PATRO, S. G. K.; OBAID, A. J.; KHATAK, S.; KUMAR, R. Constructed wetland challenges for the treatment of industrial wastewater in smart cities: A sensitive solution. **Sustainable Energy Technologies and Assessments**, v. 55, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.seta.2022.102967>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2213138822010153>. Acesso em: 11 set. 2024.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Censo Demográfico 2022**. Rio de Janeiro: IBGE, 2022. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pr/curitiba/panorama>. Acesso em: 13 ago. 2024. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Indicadores de desenvolvimento sustentável: Brasil: 2015**. Rio de Janeiro, 2015.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Demográfico 1970**. IBGE, 1970. Disponível em: <https://ghdx.healthdata.org/record/brazil-population-and-housing-census-1970>. Acesso em: 24 ago. 2024.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Demográfico 1980**. IBGE, 1980. Disponível em: <https://catalog.ihsn.org/catalog/355>. Acesso em: 24 ago. 2024.

INSTITUTO DE ÁGUA E TERRA (IAT). **Mineração**. Disponível em: <https://www.iat.pr.gov.br/Galeria-de-Imagens/Mineracao>. Acesso em: 05 ago. 2024 Instituto de Água e Terra (IAT). **Rios urbanos do alto Iguaçu, na região Metropolitana de Curitiba 2010 a 2018**. Qualidade das Águas. Disponível em: <https://www.iat.pr.gov.br/Pagina/Monitoramento-da-Qualidade-das-Aguas>. Acesso em: 29 fev 2024.

INSTITUTO DE PESQUISA E PLANEJAMENTO URBANO DE CURITIBA (IPPUC) Cadastro Técnico. 2019. Disponível em: <http://ippuc.org.br/geodownloads/geo.htm>. Acesso em: 22 out.2024.

ISMAEL, I. A. L.; MANOEL, A. M.; BRUNHARA, F. P. C.; NOVAES, L. F.; BRUNHARA, J. P. C.; SILVA, M. E. G. Despoluição ecológica dos rios. **Revista**

**Científica Integrada**, v. 5, n. 3, p. 10, 2022. Ribeirão Preto (SP). Disponível em: <https://pos.unaerp.br/documentos/4906-rci-despoluicaoecologicariosa-2-2022/file>. Acesso em: 14 ago. 2024.

ISMAIL, I. A. L.; MANOEL, A. M.; BRUNHARA, F. P. C.; NOVAES, L. F.; BRUNHARA, J. P. C.; SILVA, M. E. G. Despoluição ecológica dos rios. RCI – **Revista Científica Integrada**, v. 5, n. 3, 2022. UNAERP, Ribeirão Preto. Disponível em: Portal UNAERP - Campus Ribeirão. Acesso em: 11 set. 2024.

IWAMURA, L. Y. **Proposta de revitalização paisagística de cavas da bacia do Rio Iguaçu na região metropolitana de Curitiba**. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia – Área de Concentração: Meio Ambiente) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2011.

JESSOP, J.; SPYREAS, G.; POCIASK, G. E.; BENSON, T. J.; WARD, M. P.; KENT, A. D.; MATTHEWS, J. W. Tradeoffs among ecosystem services in restored wetlands. **Biological Conservation**, v. 191, p. 341–348, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.07.006>. Acesso em: 20 ago. 2024.

JONES, D. L.; WILLIAMSON, K. L.; OWEN, A. G. Phytoremediation of landfill leachate. **Waste Management**, v. 26, p. 825-837. 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.06.014>. Acesso em: 25 ago. 2024.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. **Treatment Wetlands**. 2. ed. Boca Raton: CRC Press, 2009.

KADLEC, R. H., ROBERT, H.; KNIGHT, R.; COOPER, P.; BRIX, H.; VYMAZAL, J.; HABERL, R. **Constructed Wetlands for Pollution Control**. IWA Publishing, 2000.

KAFER; D. S.; COLARES; I. G.; HEFLER; S. M. Composição florística e fitossociologia de macrófitas aquáticas em um banhado continental em Rio Grande, RS, Brasil. **Rodriguésia** 62(4): 835-846. 2011. Disponível em: <http://rodriguesia.jbrj.gov.br>. Acesso em: 05 jun 2024.

KITAMURA, R. S. A.; MARANHO, L. T. Desempenho de um sistema de wetlands empregado para o pós-tratamento de lixiviado gerado em aterro sanitário. In: **2º SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE WETLANDS CONSTRUÍDOS**, 2015, Curitiba. Anais. Curitiba: UTFPR, 2015.

DISSANAYAKA, D. M. N. S.; UDUMANN, S. S.; DISSANAYAKE, D. K. R. P. L.; NUWARAPAKSHA, T. D.; ATAPATTU, A. J. Review on aquatic weeds as potential source for compost production to meet sustainable plant nutrient management needs. *Waste*, v. 1, p. 264-280, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/waste1010017>. Acesso em: 12 set. 2024.

KOUMANOU, C. S.; DOSSA, C. P. A.; ADJOU, E. S.; ISSIAKOU, M.; WOTTO, V. D.; SOHOUNHLOUÉ, D. C. K. Valorization of *Typha australis* stems in bioethanol production using enzymatic hydrolysis and biofermentation. **Academic Journal of**

**Chemistry**, v. 4, n. 10, p. 90-95, 2019. Disponível em:  
<https://doi.org/10.32861/ajc.410.90.95>. Acesso em: 13 set. 2024.

KRAMER, R. D. **Bacia hidrográfica do Alto Iguaçu: caracterização física e química e determinação de diclofenaco, ibuprofeno e paracetamol**. 2012. 121 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2012.

LISBOA, L. S.; DILDEY, L. M.; RATTON, P.; RODRIGUES, G. T.; SILVA, A. C. G.; RATTON, E.; MARCON, R. A.; MENDES, E. A. A. Estudo das vazões de permanência do Rio Iguaçu, na região metropolitana de Curitiba, bacia hidrográfica do Alto Iguaçu. In: Congresso Internacional de Engenharia Ambiental, 3., 2024, Porto Alegre. **Anais International Association for Hydro-Environment Engineering and Research (IAHR)**, 2024. No prelo.

LOURENÇO, D. F. A Mata Ciliar Do Rio Cariús No Perímetro Urbano De Farias Brito – Ceará – Brasil: realidade e ações para a revitalização e preservação. **InterEspaço: Revista de Geografia e Interdisciplinaridade**, [S. l.], v. 1, n. 3, p. 255–271, 2016. em: <https://doi.org/10.18766/2446-6549/interespaco.v1n3p255-271>. Acesso em: 13 set. 2024.

LUZ, A. B.; ALMEIDA, S. L. M. **Manual de agregados para a construção civil**. 2º ed. Cap.10: Operações de lavra de areia, p.183-193. CETEM/MCTI, 2012. Disponível em: <http://mineralis.cetem.gov.br/handle/cetem/2043>. Acesso em: 14 ago. 2024.

MAROSTICA, S. D.; MIRON, L. I. G. Avaliação do espaço urbano através de indicadores de sustentabilidade: aplicação em rios renaturalizados. **Anais XL Encontro e XXV Congresso de Escolas e Faculdades Públicas de Arquitetura da América do Sul**, 2022, Porto Alegre. Disponível em: [https://www.sisgeenco.com.br/anais/arquisur/2022/arquivos/GT4\\_COM\\_22\\_37\\_20220915215328.pdf](https://www.sisgeenco.com.br/anais/arquisur/2022/arquivos/GT4_COM_22_37_20220915215328.pdf). Acesso em: 14 ago. 2024.

MELO, A. F. S. R. Remoção de contaminantes e hidrodinâmica em sistemas alagados construídos contendo chicanas dispostas de diferentes formas. Dissertação (Mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Lavras, 2019. Disponível em: <DISSERTAÇÃO\_Remoção de contaminantes e hidrodinâmica em sistemas alagados construídos contendo chicanas dispostas de diferentes formas.pdf (ufla.br)>. Acesso em: 25 jun. 2024.

MENEZES, J. P. C.; BITTENCOURT, R. P.; FARIAS, M. de S.; BELLO, I. P.; FIA, R.; OLIVEIRA, L. F. C. de. Relação entre padrões de uso e ocupação do solo e qualidade da água em uma bacia hidrográfica urbana. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 3, p. 519–534, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016145405>. Acesso em: 13 ago. 2024.

MILANEZ, B. Mineração, ambiente e sociedade: impactos complexos e simplificação da legislação. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (Ipea). 2017. Disponível em: <<https://repositorio.ipea.gov.br/handle/11058/7936>>. Acesso em: 29 fev 2024

MINERAÇÃO DO PARANÁ S.A. (MINEROPAR). **Diagnóstico preliminar dos impactos ambientais da mineração no Paraná**. Curitiba: Minerais do Paraná S.A., 2001. Relatório técnico. Disponível em: 06\_relatorios\_concluidos.pdf (iat.pr.gov.br). Acesso em: 14 ago. 2024.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Recomendação CNZU nº 07, de 11 de julho de 2015**. Dispõe sobre a definição de áreas úmidas brasileiras e sobre o sistema de classificação destas áreas. Disponível em: file:///C:/Users/User/OneDrive/%C3%81rea%20de%20Trabalho/Recomendacao%20CNZU%20n%207%20conceito%20e%20sistema%20de%20classificacao%20de%20areas%20umidas%201%201.pdf. Acesso em: 28 jul. 2024.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE E MUDANÇA DO CLIMA (MMA). **Áreas Úmidas**, 2024. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/areas-umidas>. Acesso em: 14 ago. 2024.

MIRANDA, J. C. S.; COSTA, S. M. F. Estudo de macrófitas aquáticas utilizando imagens orbitais em um trecho do rio Paraíba do Sul. **Anais XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR**, João Pessoa-PB, Brasil, 25 a 29 de abril de 2015. INPE, 2015.

MIRANDA; J.C. S.; COSTA; S. M. F. Estudo de macrófitas aquáticas utilizando imagens orbitais em um trecho do rio Paraíba do Sul. **Anais XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR**. 2015. João Pessoa-PB, Brasil.

MONROY-LICHT, A.; CARRANZA-LOPEZ, L.; DE LA PARRA-GUERRA, A. C.; et al. Unlocking the potential of Eichhornia crassipes for wastewater treatment: phytoremediation of aquatic pollutants, a strategy for advancing Sustainable Development Goal-06 clean water. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 31, p. 43561-43582, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-024-33698-9>. Acesso em: 13 set. 2024.

MOREIRA, A. C. P.; SILVEIRA, P. H. V.; POSSETTI, G. R. C.; GONCHOROSKY, J. C. Soluções inovadoras para o enfrentamento aos efeitos da crise hídrica na região metropolitana de Curitiba: da lagoa de minas à hidrossemeadura de nuvens. **Anais 8<sup>th</sup> International Conference in Corporate Responsibility, Sustainability, Governance And Innovation**, 2021.

MORETTI, E. R.; ROSTON, D. M.; SILVA, A. J.; REYES, I. P. Biogas from aquatic plants: A bioenergetics incentive for constructed wetlands usage. **Heliyon**, v. 9, n. 2, e12537, 2023. ISSN 2405-8440. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e12537>. Acesso em: 04 set. 2024.

MUJIZAT, K.; EFFENDI, H.; PALUPI, Z.; HENDRA, N.; LESTARI, D. Utilization of aquatic weed *Salvinia molesta* as a raw material for biogas production. **Jurnal Pengolahan Hasil Perikanan Indonesia**, v. 22, p. 209-217, 2019. Disponível em: 10.17844/jphpi.v22i2.27891. Acesso em: 13 set. 2024.

MUNFARIDA, I.; AUVARIA, S. W.; SUPRAYOGI, D.; MUNIR, M. Application of *Salvinia molesta* for water pollution treatment using phytoremediation batch system.

**IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 493, p. 012002, 2019. IOP Publishing Ltd. Disponível em: <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1755-1315/493/1/012002/pdf>. Acesso em: 13 set. 2024.

NAGAMINE, L. Y. O lugar da cotidianidade no planejamento urbano: um olhar a partir do Guarituba (Piraquara/PR). **Cadernos Metropole**. Jan. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/2236-9996.2021-5014>. Acesso em: 13 ago. 2024.

NPO PASSAT. **Stop Log**. 2024. Disponível em: <Stop Log — NPO Passat (npopassat.ru)>. Acesso em 04 set. 2024.

OLIVEIRA, A. J. de; SILVA, G. F. da; SILVA, G. R. da; SANTOS, A. A. C. dos. Potencialidades da utilização de drones na agricultura de precisão. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, 2020. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.34117/bjdv6n9-010>>. Acesso em: 31 ago. 2024.

OLIVEIRA, D. S.; FURSTENBERGER, C. B.; BOAVA, M. S.; TURCATEL, G. J. A.; MAIA, G. A. R.; RODRIGUES, P. R. P. Estudo da hidrólise ácida da *Cyperus esculentus* para produção de etanol. **Revista Virtual de Química**, v. 9, n. 6, no prelo, 2017. Data de publicação na Web: 13 set. 2017. Disponível em: <http://rvq.s bq.org.br>. Acesso em: 11 set. 2024.

OVERTON, O. C.; OLSON, L. H.; MAJUMDER, S. D.; SHWIYYAT, H.; FOLTZ, M. E.; NAIRN, R. W. Wetland removal mechanisms for emerging contaminants. **Land**, v. 12, p. 472, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/land12020472>. Acesso em: 14 ago. 2024.

PARANÁ. **Decreto Estadual nº 11.684 de 18 de julho de 2014**. Altera e Atualiza o Zoneamento do Uso e Ocupação do Solo da Unidade Territorial de Planejamento do Itaquí, instituído pelo Decreto Estadual nº 1.454, de 26 de outubro de 1999. Disponível: <[https://www.amep.pr.gov.br/sites/comec/arquivos\\_restritos/files/documento/2019-11/utp\\_itaqui\\_decreto\\_11684\\_2014.pdf](https://www.amep.pr.gov.br/sites/comec/arquivos_restritos/files/documento/2019-11/utp_itaqui_decreto_11684_2014.pdf)>. Acesso em: 25 mai. 2023.

PARANÁ. **Decreto Estadual nº 5.161, de 2020**. Alteração do zoneamento da Unidade Territorial de Planejamento do Rio Itaquí, denominada "UTP do Itaquí", definido pelo Decreto Estadual nº 1.454, de 26 de outubro de 1999, e alterado pelos Decretos Estaduais nº 11.684, de 18 de julho de 2014, e nº 3.933, de 27 de janeiro de 2020. Disponível em: [https://www.amep.pr.gov.br/sites/comec/arquivos\\_restritos/files/documento/2020-07/decreto\\_5161\\_2020\\_utp\\_itaqui.pdf](https://www.amep.pr.gov.br/sites/comec/arquivos_restritos/files/documento/2020-07/decreto_5161_2020_utp_itaqui.pdf). Acesso em: 11 set. 2024.

PARANÁ. **Decreto nº 1.454, de 26 de outubro de 1999**. Declarada para os fins de que trata o inciso da Lei Especial de Proteção dos Mananciais da RMC, como unidade territorial de planejamento. Disponível em: <https://leisestaduais.com.br/pr/decreto-n-1454-1999-parana-declarada-para-os-fins-de-que-trata-o-inciso-da-lei-especial-de-protecao-dos-mananciais-da-rmc-como-unidade-territorial-de-planejamento>. Acesso em: 11 set. 2024.

PARANÁ. **Decreto nº 11.684, de 18 de julho de 2014.** Altera e atualiza o zoneamento do uso e ocupação do solo da Unidade Territorial de Planejamento do Itaqui, instituído pelo Decreto Estadual nº 1.454, de 26 de outubro de 1999. Disponível em: <https://leisestaduais.com.br/pr/decreto-n-11684-2014-parana-altera-e-atualiza-o-zoneamento-do-uso-e-ocupacao-do-solo-da-unidade-territorial-de-planejamento-do-itaqui-instituido-pelo-decreto-estadual-n-1454-de-26-de-outubro-de-1999>. Acesso em: 11 set. 2024.

PARANÁ. **Decreto nº 4.626 de 7 de maio de 2020.** Decreta situação de emergência hídrica no Estado do Paraná pelo período de 180 dias. Disponível em: [https://www.fiepr.org.br/assuntosLegislativos/uploadAddress/Decreto-n-4.626\[92423\].pdf](https://www.fiepr.org.br/assuntosLegislativos/uploadAddress/Decreto-n-4.626[92423].pdf). Acesso em: 29 fev. 2024.

PARANÁ. **Decreto nº 5.393, de 12 de agosto de 2020.** Dispõe sobre a execução do Programa Brigada Comunitária e dá outras providências. Disponível em: <https://leisestaduais.com.br/pr/decreto-n-5393-2020-parana-dispoe-sobre-a-execucao-do-programa-brigada-comunitaria-e-da-outras-providencias>. Acesso em: 11 set. 2024.

PAT-ESPADAS, Aurora *et al.* Review of constructed wetlands for acid mine drainage treatment. **Water**, 10:1685. 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w10111685>  
PEDRALLI, G. **Macrófitos aquáticos: técnicas e métodos de estudos.** Estudos de Biologia, v. 26, p. 5–24, 1990.

PEIMER, A. W.; KRZYWICKA, A. E.; COHEN, D. B.; VAN DEN BOSCH, K.; BUXTON, V. L.; STEVENSON, N. A.; MATTHEWS, J. W. National-level wetland policy specificity and goals vary according to political and economic indicators. **Environmental Management**, v. 59, p. 141–153, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00267-016-0766-3>. Acesso em: 20 ago. 2024.

PEZENTE, M. F. M. **Relação entre urbanização e rios: um estudo da cidade de Francisco Beltrão (PR).** Dissertação (Mestrado em Arquitetura e Urbanismo) - Programa de Pós-Graduação em Arquitetura e Urbanismo, Universidade Federal de Santa Catarina (SC). 2018. Disponível em: [Relação entre urbanização e rios: um estudo da cidade de Francisco Beltrão \(PR\) \(ufsc.br\)](https://ufsc.br). Acesso em: 13 ago. 2024.

POMPÊO, M. **Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais brasileiros.** São Paulo: IB/USP Editora, 2017. Disponível em: <https://www.livrosabertos.abcd.usp.br/portaldelivrosUSP/catalog/view/140/118/602-1>. Acesso em: 5 ago. 2024.

POMPÊO, Marcelo. **Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais brasileiros.** Universidade de São Paulo. Instituto de Biociências, 2017. DOI: <https://doi.org/10.11606/9788585658670>. Disponível em: [www.livrosabertos.sibi.usp.br/portaldelivrosUSP/catalog/book/140](http://www.livrosabertos.sibi.usp.br/portaldelivrosUSP/catalog/book/140).

PONTES, J. C.; FARIAS, M. S. S.; LIMA, V. L. A. Mineração e seus reflexos socioambientais: Estudo de Impactos de vizinhança (EIV) causados pelo desmonte de rochas com uso de explosivos. **Revista Polêmica**, v. 12, n. 1, 2013. DOI:

<https://doi.org/10.12957/polemica.2013.5277>. Disponível em: <https://www.e-publicacoes.uerj.br/polemica/article/view/5277>. Acesso em: 10 set. 2024.

POTT, V. J.; POTT, A. **Dinâmica da vegetação aquática do Pantanal**. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (Ed.). *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Maringá: EDUEM, 2003. Cap. 6.

PRÉAU, C.; TOURNEBIZE, J.; LENORMAND, M.; ALLEAUME, S.; GOUY BOUSSADA, V.; LUQUE, S. Habitat connectivity in agricultural landscapes improving multi-functionality of constructed wetlands as nature-based solutions. **Ecological Engineering**, v. 82, p. 106725, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106725>. Acesso em: 14 ago. 2024.

PRIZE, S. Restoration of the Besós River in Spain: Lessons and Challenges. **Journal of River Restoration**, v. 5, n. 3, p. 225-240, 2008. Disponível em: <https://www.publicspace.org/works/-/project/b015-recuperacio-mediambiental-del-tram-final-del-llit-del-riu-besos-1a-fase>. Acesso em: 01 ago. 2024.

PUIG, F.; ALARCÓN, A.; MONTIEL DÍEZ, J. C. **Recuperació Mediambiental del Tram Final del Llit del Riu Besòs [1a fase]**. Barcelona: Public Space Org, 2018. Disponível em: <https://www.publicspace.org/works/-/project/b015-recuperacio-mediambiental-del-tram-final-del-llit-del-riu-besos-1a-fase>. Acesso em: 05 ago. 2024.

RAMSAR CONVENTION SECRETARIAT. **The Ramsar Convention Manual: a guide to the Convention on Wetlands** (Ramsar, Iran, 1971). 6. ed. Gland, Switzerland: Ramsar Convention Secretariat, 2013. Disponível em: <http://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/manual6-2013-e.pdf>. Acesso em: 25 jul. 2024.

REZENDE, V. L. A mineração em Minas Gerais: uma análise de sua expansão e os impactos ambientais e sociais causados por décadas de exploração. **Sociedade & Natureza**, v. 28, n. 3, p. 375–384, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/1982-451320160304>. Acesso em: 14 ago. 2024.

RIBEIRO, B. de F.; BLAUTH, G. P.; BEATI, A. A. G. Estudo da efetividade dos jardins filtrantes no tratamento de efluentes sanitários. **Portal Tratamento de Água**, 2020. Disponível em: <https://tratamentodeagua.com.br/artigo/efetividade-jardins-filtrantes-tratamentoeffluentes/>. Acesso em: 20 ago. 2024.

RIO GRANDE DO SUL. **Decreto nº 57.600, de 4 de maio de 2024**. Reitera o estado de calamidade pública no território do Estado do Rio Grande do Sul afetado pelos eventos climáticos de chuvas intensas, COBRADE 1.3.2.1.4, que ocorrem no período de 24 de abril ao mês de maio de 2024, e especifica os Municípios atingidos. Disponível em: <https://www.diariooficial.rs.gov.br/materia?id=998880>. Acesso em: 27 ago. 2024.

RIO GRANDE DO SUL. **Decreto nº 57.614, de 13 de maio de 2024**. Altera o Decreto nº 57.600, de 4 de maio de 2024, que reitera o estado de calamidade pública no território do Estado do Rio Grande do Sul afetado pelos eventos climáticos de chuvas intensas, COBRADE 1.3.2.1.4, que ocorrem no período de 24

de abril ao mês de maio de 2024, e especifica os Municípios atingidos. Disponível em: <https://www.diariooficial.rs.gov.br/materia?id=999537>. Acesso em: 27 ago. 2024.

RODRIGUES, G. T.; SOUZA, F. T. de. Urban flood forecast model: a data-based approach from the Ribeirão dos Padilhas river Basin, Curitiba (PR). **Observatório de la Economía Latinoamericana**, v. 22, n. 5, p. e4575, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.55905/oelv22n5-065>. Acesso em: 28 ago. 2024.

RONNIE, R.; BEECHIE, T. **Stream and watershed restoration: A guide to restoring riverine processes and habitats**. Washington: U.S. Forest Service, 2013.

RUSSELL, I.; PECORELLI, J.; GLOVER, A. **Urban Wetland Design Guide: Designing wetlands to improve water quality**. London: Enfield Council, 2021.

RUTHERFURD, I. D.; JERIE, K.; MARSH, N. **A Rehabilitation Manual for Australian Streams**. Land and Water Resources Research and Development Corporation. Canberra, 2000. Disponível em: <PR000324.pdf> (colostate.edu). Acesso em: 14 ago. 2024.

SANECOM. **Comporta Stop Log**. 2019. Disponível em: Comporta Stop log - SanecomFibra. Acesso em: 04 set. 2024.

SANEPAR (Companhia de Saneamento do Paraná). Manual de Projetos de Saneamento – MPS. Diretrizes para Elaboração do Estudo de Disponibilidade Hídrica de Mananciais Superficiais. Módulo 12.2. Revisão 2023. Disponível em: < [https://site.sanepar.com.br/sites/site.sanepar.com.br/files/informacoes-tecnicas/mps-versao-2023/modulo\\_12.2\\_-\\_diretrizes\\_disponibilidade\\_hidrica\\_saa.pdf](https://site.sanepar.com.br/sites/site.sanepar.com.br/files/informacoes-tecnicas/mps-versao-2023/modulo_12.2_-_diretrizes_disponibilidade_hidrica_saa.pdf) >. Acesso em: 23 jan. 2024.

SANEPAR. **Edital de Chamamento Público nº 001/2022 visando à seleção de propostas/projetos para o estabelecimento de Termos de Cooperação Técnica-Científica Financeira (CTCF)**. Curitiba: SANEPAR, 2022.

SANTOS, Ana Paula Da Silva *et al.* Consumo e desperdício de água na pecuária. Anais I CONIMAS e III CONIDIS. Campina Grande: **Realize Editora**, 2019. Disponível em: <https://editorarealize.com.br/artigo/visualizar/63390>.

SANTOS, J. M. de B. **Monitoramento ambiental dos solos da planície e sedimentos de margem da bacia hidrográfica do Alto Iguaçu – PR, Brasil**. 2021. 67 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias, Curitiba, 2021.

SANTOS, L. O.; SILVA, F. F.; SANTOS, L. C.; CARREGOSA, I. S. C.; WISNIEWSKI JR., A. Potential bio-oil production from invasive aquatic plants by microscale pyrolysis studies. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 29, n. 1, p. 151-158, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.21577/0103-5053.20170124>. Acesso em: 13 set. 2024.

SÃO JOSÉ DOS PINHAIS. **Lei Complementar nº 107 de 19 de abril de 2016**. Dispõe sobre o Zoneamento de Uso e Ocupação do Solo do Município de São José

dos Pinhais. Disponível: <<http://www.sjp.pr.gov.br/secretarias/secretaria-urbanismo/leis/zonamento-e-uso-do-solo/>>. Acesso em: 18 mai. 2023.

SÃO JOSÉ DOS PINHAIS. **Lei Complementar nº 124, de 19 de julho de 2018**. Altera e acresce dispositivos da Lei Complementar nº 107, de 19 de abril de 2016, que dispõe sobre o zoneamento de uso e ocupação do solo do Município de São José dos Pinhais. Disponível em: <https://leismunicipais.com.br/a/pr/s/sao-jose-dos-pinhais/lei-complementar/2018/13/124/lei-complementar-n-124-2018-altera-e-acresce-dispositivos-da-lei-complementar-n-107-de-19-de-abril-de-2016-que-dispoe-sobre-o-zoneamento-de-uso-e-ocupacao-do-solo-do-municipio-de-sao-jose-dos-pinhais>. Acesso em: 11 set. 2024.

SÃO JOSÉ DOS PINHAIS. **Lei n.º 2869, de 18 de julho de 2017**. Aprova o Plano Municipal de Saneamento Básico e o Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos do Município de São José dos Pinhais. Disponível em: <https://leismunicipais.com.br/a/pr/s/sao-jose-dos-pinhais/lei-ordinaria/2017/287/2869/lei-ordinaria-n-2869-2017-aprova-o-plano-municipal-de-saneamento-basico-e-o-plano-municipal-de-gestao-integrada-de-residuos-solidos-do-municipio-de-sao-jose-dos-pinhais>. Acesso em: 24 ago. 2024.

SAQUIB, S.; GUPTA, A.; JOSHI, A. Emerging water crisis: Impact of urbanization on water resources and constructed wetlands as a nature-based solution (NbS). **Current Directions in Water Scarcity Research**. v. 6. Elsevier, 2022. p. 447–468. ISBN 9780323918381. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-91838-1.00021-X>. Acesso em: 14 ago. 2024.

SCHUYT, K.; BRANDER, L. **The Economic Values of the World's Wetlands**. Gland, Switzerland: WWF, 2004.

SCIPIONI, B. **Avaliação da interferência antrópica na Bacia do Alto e Médio Iguaçu, utilizando contaminantes emergentes como indicadores de qualidade da água**. 2018. 143 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Curitiba, 2018. SEEG – Sistema de Estimativa de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa, **Observatório do Clima**, acessado em 21 de julho de 2023 –

SECRETARIA DE ESTADUAL O DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS (SEMA). **Bacias Hidrográficas do Paraná – Série Histórica**. 2º Edição. Curitiba (PR), 2013. 140 p.

SHIELDS JR., F. D.; COPELAND, R. R.; KLINGEMAN, P. C.; DOYLE, M. W.; SIMON, A. Design for stream restoration. *Journal of Hydraulic Engineering*, v. 129, n. 8, 2003. Disponível em: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(2003\)129:8\(575\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(2003)129:8(575)). Acesso em: 13 set. 2024.

SHUKLA, R.; GUPTA, D.; SINGH, G.; MISHRA, V. K. Performance of horizontal flow constructed wetland for secondary treatment of domestic wastewater in a remote tribal area of Central India. **Sustain Environ Res**, 13, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1186/s42834-021-00087-7>. Acesso em: 22 ago. 2024.

SILVA, A. C. da. **Proposta de áreas prioritárias interligando unidades de conservação do Alto Iguaçu – PR**. 2021. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Departamento de Ciências Florestais, Setor de Ciências Agrárias, Curitiba, 2021.

SILVA, J. C. A. **bacias hidrográficas urbanizadas: Renaturalização, Revitalização e Recuperação. Um Estudo de caso da bacia do Jaguaré**. Tese (Doutorado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. São Paulo, 2017.

SILVA, P. R. B.; NORA, F. E. D.; DE CASTRO, R. J.; WASTOWSKI, A. D.; MAUAD, F. F. A qualidade ambiental de sedimentos de rios próximos a áreas de prospecção de rochas semipreciosas. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 191, p. 364, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7456-6>. Acesso em: 14 ago. 2024.

SILVEIRA, P. H. V.; MOREIRA, A. C. P.; POSSETTI, G. R. C.; AZEVEDO, R. C.; TOMI, G. F. C. Resultados operacionais da captação emergencial de água do lago de mina da Pedreira Orleans. **Anais Congresso da ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2021.

SMITH, M. A.; WALKER, C. J. Role of *Cyperus* spp. in constructed wetlands for wastewater treatment: A systematic review. **Ecological Engineering**, v. 175, p. 105896, 2023.

SOARES, A. C.; VILLAR, J. L.; HEFLER, S. M. Sinopse da família Cyperaceae em uma área do extremo sul do Rio Grande do Sul, Brasil. **Rodriguésia**, v. 66, n. 2, p. 441-453, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/2175-7860201566212>. Acesso em: 24 ago. 2024.

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION (SER) AUSTRALASIA. **National standards for the practice of ecological restoration in Australia**. Edition 2.2, 2021. Disponível em: <https://www.seraustralasia.com>. Acesso em: 14 ago. 2024.

SOMARAKIS, G.; STAGAKIS, S.; CHRYSOULAKIS, N. **ThinkNature nature-based solutions handbook**. ThinkNature project funded by the EU Horizon 2020 research and innovation programme under grant agreement n. 730338, 2019. Disponível em: [https://platform.think-nature.eu/system/files/thinknature\\_handbook\\_final\\_print\\_0.pdf](https://platform.think-nature.eu/system/files/thinknature_handbook_final_print_0.pdf)

SØNDERGAARD, M.; LAURIDSEN, T. L.; JOHANSSON, L. S.; JEPPESEN, E. Gravel Pit Lakes in Denmark: Chemical and Biological State. **Science of the Total Environment**, v. 612, p. 9–17, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.163>. Acesso em: 14 ago. 2024.

SOUZA, A. M. de. **Efeito das práticas agroecológicas sobre a conservação de águas nas bacias hidrográficas do Alto Iguaçu e afluentes do Ribeira**. 2020. 218 p. Tese (Doutorado em Meio Ambiente e Desenvolvimento) – Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias, Curitiba, 2020.

SOUZA, I. D. **Fitorremediação: contribuição científica brasileira no contexto nacional e internacional**. Dissertação (Mestrado em biodiversidade e conservação), Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano, Rio Verde (GO), 2018.

SOUZA, M. C. Recursos Hídricos, Agropecuária e Sustentabilidade: Desafios para uma Visão Ecológica do Planeta. Curitiba: **Revista Jurídica**, v. 02, n.º. 47, p. 78-98, 2017.

SPEED, R.; FALCONER, R.; PETERSON, B.; et al. Thirteen categories of river restoration interventions. **Journal of River Restoration**, v. 22, n. 1, p. 12-25, 2016. Disponível em: [URL]. Acesso em: 05 ago. 2024.

SPEED, R.; LI, Y., TICKNER, D. *et al.* **River Restoration: A Strategic Approach to Planning and Management**. Paris: Unesco; 2016.

STENGÅRD, E.; RÄSÄNEN, A.; FERREIRA, C. S. S.; KALANTARI, Z. Inventory and connectivity assessment of wetlands in northern landscapes with a depression-based DEM method. **Water**, v. 12, p. 3355, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w12123355>. Acesso em: 15 ago. 2024.

STREETER, V. L.; WYLIE, E. B.; BEDFORD, K. W. **Mecânica dos fluidos**. 9. ed. São Paulo: McGraw-Hill, 1998.

SUPERINTENDÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO AMBIENTAL DO ESTADO DO PARANÁ (SUDERHSA). Hidrografia Bacia do Alto Iguaçu. 2000. Disponível em: <http://www.aguasparana.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=91>. Acesso em: 22 out. 2024.

SUPERINTENDÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO AMBIENTAL (SUDERHSA). **Portaria nº 019/2007 Gabinete**. Estabelece as normas e procedimentos administrativos para a análise técnica de requerimentos de Outorga Prévia (OP) e de Outorga de Direito (OD) para empreendimentos de saneamento básico e dá outras providências. Curitiba, 2007. Disponível em: <https://pt.scribd.com/document/654031330/Portaria-19-2007-Analise-Tecnica-Outorga-Versao-Publicacao>. Acesso em: 24 jan. 2024.

SUPERINTENDÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO AMBIENTAL (SUDERHSA). **Manual técnico de outorgas**. SUDERHSA, revisão 1, 2006. Disponível em: [https://www.iat.pr.gov.br/sites/agua-terra/arquivos\\_restritos/files/documento/2020-10/manual\\_outorgas\\_suderhsa\\_2006.pdf](https://www.iat.pr.gov.br/sites/agua-terra/arquivos_restritos/files/documento/2020-10/manual_outorgas_suderhsa_2006.pdf). Acesso em: 24 ago. 2024.

Tang X, Hong H, Shu Y, Tang H, Li J, Liu W: **Urban waterlogging susceptibility assessment based on a PSO-SVM method using a novel repeatedly random sampling idea to select negative samples**. J Hydrol 2021, 576:583–595.

TANNER, C. C. Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. **Water Science and Technology**, v. 44, n. 11-12, p. 9-17, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/wst.2001.0804>. Acesso em: 13 set. 2024.

TEXIER, G. Visão Governamental Européia. In: **International Seminar On Construction Aggregates**. Anais. São Paulo: ANEPAC, 2001. p. 24-28.

THORNTHWAITE, C. W.; MATHER, J. R. The water balance. **Climatology**, Centerton, NJ, v. 8, n. 1, p. 1-104, 1955.

TRAN, A.; TRAN, H.; HUONG, V. Evaluating the efficiency of *Cyperus alternifolius* on constructed wetland for the domestic wastewater treatment in the peri-urban area of Northern Vietnam. **IOP Conference Series: Materials Science and Engineering**, v. 869, p. 042038, 2020. Disponível em: [10.1088/1757-899X/869/4/042038](https://doi.org/10.1088/1757-899X/869/4/042038). Acesso em: 13 set. 2024.

TURCIOS, A. E.; MIGLIO, R.; VELA, R.; SÁNCHEZ, G.; BERGIER, T.; WLODYKA, B.; BERGIER, A.; CIFUENTES, J. I.; PIGNATARO, G.; AVELLAN, T.; PAPENBROCK, J. From natural habitats to successful application - role of halophytes in the treatment of saline wastewater in constructed wetlands with a focus on Latin America. **Environmental and Experimental Botany**, v. 190, p. 104583, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2022.104583>. Acesso em: 14 ago. 2024.

TW SANEAMENTO. **Comporta Reguladora de Nível**. 2021. Disponível em: <Comporta Reguladora de Nível – TWSaneamento>. Acesso em 04 set. 2024.

ULTRAMARI, C.; MOURA, R. **Metrópole: Grande Curitiba: teoria e prática**. Curitiba: IPARDES, 1994. 154 p. Disponível em: [RP\\_metropole\\_12\\_1994.pdf](https://ipardes.pr.gov.br/portal/ver/publicacao/12) (ipardes.pr.gov.br). Acesso em: 24 ago. 2024.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment and Wildlife Habitat: 17 Case Studies**. Cincinnati: United States Environmental Protection Agency, 1993. Relatório técnico.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **Guiding Principles for Constructed Treatment Wetlands: Providing for Water Quality and Wildlife Habitat**. 2000. Office of Wetlands, Oceans and Watersheds Washington, DC.

UNIVERSIDADE LIVRE DO MEIO AMBIENTE (UNILIVRE). **Projeto Reservas Hídricas do Rio Iguazu – Lote 2**. Curitiba, 2024. Relatório Técnico. No prelo.

VAN DER JAGT, A. P. N.; SZARAZ, L. R.; DELSHAMMAR, T.; CVEJIĆ, R.; ANTOS, A.; GOODNESS, J.; BUIJS, A. **Cultivating nature-based solutions: The governance of communal urban gardens in the European Union**. *Environmental Research*, v. 159, n. May, p. 264-275, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.08.013>

VERÍSSIMO, D.; ROSETA-PALMA, C. Rewilding with the beaver in the Iberian Peninsula - Economic potential for river restoration. **Nature-Based Solutions**, v. 3, p. 100055, 2023. ISSN 2772-4115. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.nbsj.2023.100055>. Acesso em: 14 ago. 2024.

VON SPERLING, E.; JARIDM, F. A.; GRANDCHAMP, C. A. P. Qualidade da água durante a formação de lagos profundos em cavas de mineração: estudo de caso do lago de Águas Claras - MG. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, n. 3, p. 250-259, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522004000300011>. Acesso em: 11 set. 2024.

VON SPERLING, M.; SEZERINO, P. H. **Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil**. **Boletim Wetlands Brasil**, Edição Especial, dez. 2018. 65 p. ISSN 2359-0548. Disponível em: <https://gesad.ufsc.br/files/2018/12/Boletim-Wetlands-Brasil-Edi%C3%A7%C3%A3o-Especial-Dimensionamento-de-Wetlands-Constru%C3%ADdos-no-Brasil-von-Sperling-Sezerino-2018-2.pdf>. Acesso em: 13 set. 2024.

VYMAZAL, J.; SOCHACKI, A.; FUČÍK, P.; ŠEREŠ, M.; KAPLICKÁ, M.; HNÁTKOVÁ, T.; CHEN, Z. Constructed wetlands with subsurface flow for nitrogen removal from tile drainage. **Ecological Engineering**, v. 155, p. 105943, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105943>. Acesso em: 13 set. 2024.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment. **Water**, v. 2, p. 530-549, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w2030530>. Acesso em: 13 set. 2024.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science of The Total Environment**, v. 380, n. 1-3, p. 48-65, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.09.014>. Acesso em: 13 set. 2024.

WANG, J.; WANG, W.; XIONG, J.; LI, L.; ZHAO, B.; SOHAIL, I.; HE, Z. A constructed wetland system with aquatic macrophytes for cleaning contaminated runoff/storm water from urban area in Florida. **Journal of Environmental Management**, v. 280, p. 111794, 2021. ISSN 0301-4797. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111794>. Acesso em: 13 set. 2024.

WDOWCZYK, A.; SZYMAŃSKA-PULIKOWSKA, A.; GAŁKA, B. Removal of selected pollutants from landfill leachate in constructed wetlands with different filling. **Bioresource Technology**, v. 353, p. 127136, 2022. ISSN 0960-8524. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127136>. Acesso em: 13 set. 2024.

WELLING, R.; DALTON, J. Desafios mundiais e as respostas que as SBN estão dando às questões relacionadas à água. In: **Soluções Baseadas na Natureza e os Desafios da Água**. União Europeia, 2022. Disponível em: <https://mpmt.mp.br/site/storage/webdisco/arquivos/SBN%20e%20os%20desafios%20da%20a%CC%81gua.pdf>. Acesso em: 04 set. 2024.

WELSCH, D. J. **Riparian Forest Buffers: Function and Design for Protection and Enhancement of Water Resources**. Radnor, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, 1995. (NA-PR-07-91).

WETZEL, R.G. **Limnology: Lake and River Ecosystems**. Academic Press: San Diego, 2001.

World Water Council (WWC). **Start With Water: Putting water on local action agendas to support global change**. Marseille: 2018. Disponível em: StartWithWater\_WEB\_En.PDF (worldwatercouncil.org). Acesso em: 14 ago. 2024.

YAMAMOTO, C. R. G. **Wetlands na Região Metropolitana de Curitiba – PR: diagnóstico, conflitos socioeconômicos e desafios de gestão**, 2011. 220 f. Tese (Doutorado em Geografia) – Departamento de Geografia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011. Disponível em: <https://acervodigital.ufpr.br/xmlui/handle/1884/33562>. Acesso em: 13 ago. 2024.

YMAZAL, J.; KROPFELOVA, L. **Removal of organics in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: A review of the field experience**. *Science of the Total Environment*, v. 407, n. 13, p. 3911-3922, Jun 15 2009. ISSN 0048-9697.

ZAHARI, Z.; JULIUS, M.; CLEOPHAS, F.; ADNAN, F.; BUDIN, K.; TAIR, R. Phytoremediation potential of *Salvinia molesta* to reduce Ni and Cd from simulated wastewater. In: **Proceedings of Phytoremediation Studies**. 2023. p. 3-17. DOI: 10.1007/978-981-99-1695-5\_1.

ZHANG, B. Y.; ZHENG, J. S.; SHARP, R. G. Phytoremediation in Engineered Wetlands: Mechanisms and Applications. International Society for Environmental Information Sciences 2010 Annual Conference. **Environmental Sciences**, v. 2, p.1315-1325. 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2010.10.142>. Acesso em: 25 ago. 2024.

ZHANG, X. Q. The trends, promises and challenges of urbanisation in the world. **Habitat International**, v. 54, n. 13, p. 241–252, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.habitatint.2015.11.018>. Acesso em: 13 set. 2024.

ZHU, X.; JIAO, L.; WU, X.; DU, D.; WU, J.; ZHANG, P. Ecosystem health assessment and comparison of natural and constructed wetlands in the arid zone of northwest China. **Ecological Indicators**, v. 154, p. 110576, 2023. ISSN 1470-160X. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110576>. Acesso em: 14 ago. 2024.

ZHU, Z., WANG, H., LI, J., CHEN, L. Restoration of the Baima Canal: An Overview and Lessons Learned. **Water Science & Technology**, v. 59, no. 8, 2009, pp. 1571-1580. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0273122309000044>. Acesso em: 7 ago. 2024.

## **ANEXO A – MAPAS HISTÓRICOS DA ÁREA DE ESTUDO**

# Imagens

## LEGENDA



ESCALA: 1:18.056



REFERÊNCIA ESPACIAL  
DATUM: SIRGAS 2000  
PROJEÇÃO: UNIVERSAL TRANSVERSA  
DE MERCATOR (UTM) FUSO 22 - SUL

PREFEITURA MUNICIPAL DE CURITIBA  
INSTITUTO DE PESQUISA E PLANEJAMENTO  
URBANO DE CURITIBA

MAPA GERADO EM: 05/06/2024 - 17:46:15  
FONTE: Maxar | PMC 2019 |.

<https://geocuritiba.ippuc.org.br>

E-mail: [geoprocessamento@ippuc.org.br](mailto:geoprocessamento@ippuc.org.br)



# Imagens

## LEGENDA



ESCALA: 1:18.056



REFERÊNCIA ESPACIAL  
DATUM: SIRGAS 2000  
PROJEÇÃO: UNIVERSAL TRANSVERSA  
DE MERCATOR (UTM) FUSO 22 - SUL

PREFEITURA MUNICIPAL DE CURITIBA  
INSTITUTO DE PESQUISA E PLANEJAMENTO  
URBANO DE CURITIBA

MAPA GERADO EM: 18/06/2024 - 17:20:07  
FONTE: Maxar | PMC 2019 |.

<https://geocuritiba.ippuc.org.br>  
E-mail: [geoprocessamento@ippuc.org.br](mailto:geoprocessamento@ippuc.org.br)



# Imagens

## LEGENDA



ESCALA: 1:18.056



REFERÊNCIA ESPACIAL  
DATUM: SIRGAS 2000  
PROJEÇÃO: UNIVERSAL TRANSVERSA  
DE MERCATOR (UTM) FUSO 22 - SUL

PREFEITURA MUNICIPAL DE CURITIBA  
INSTITUTO DE PESQUISA E PLANEJAMENTO  
URBANO DE CURITIBA

MAPA GERADO EM: 05/06/2024 - 17:47:39  
FONTE: Maxar | PMC 2019 |.

<https://geocuritiba.ippuc.org.br>  
E-mail: [geoprocessamento@ippuc.org.br](mailto:geoprocessamento@ippuc.org.br)



# Imagens

## LEGENDA



ESCALA: 1:18.056



REFERÊNCIA ESPACIAL  
DATUM: SIRGAS 2000  
PROJEÇÃO: UNIVERSAL TRANSVERSA  
DE MERCATOR (UTM) FUSO 22 - SUL

PREFEITURA MUNICIPAL DE CURITIBA  
INSTITUTO DE PESQUISA E PLANEJAMENTO  
URBANO DE CURITIBA

MAPA GERADO EM: 05/06/2024 - 17:48:19  
FONTE: Maxar | PMC 2019 |

<https://geocuritiba.ippuc.org.br>  
E-mail: [geoprocessamento@ippuc.org.br](mailto:geoprocessamento@ippuc.org.br)



# Imagens

## LEGENDA



ESCALA: 1:18.056

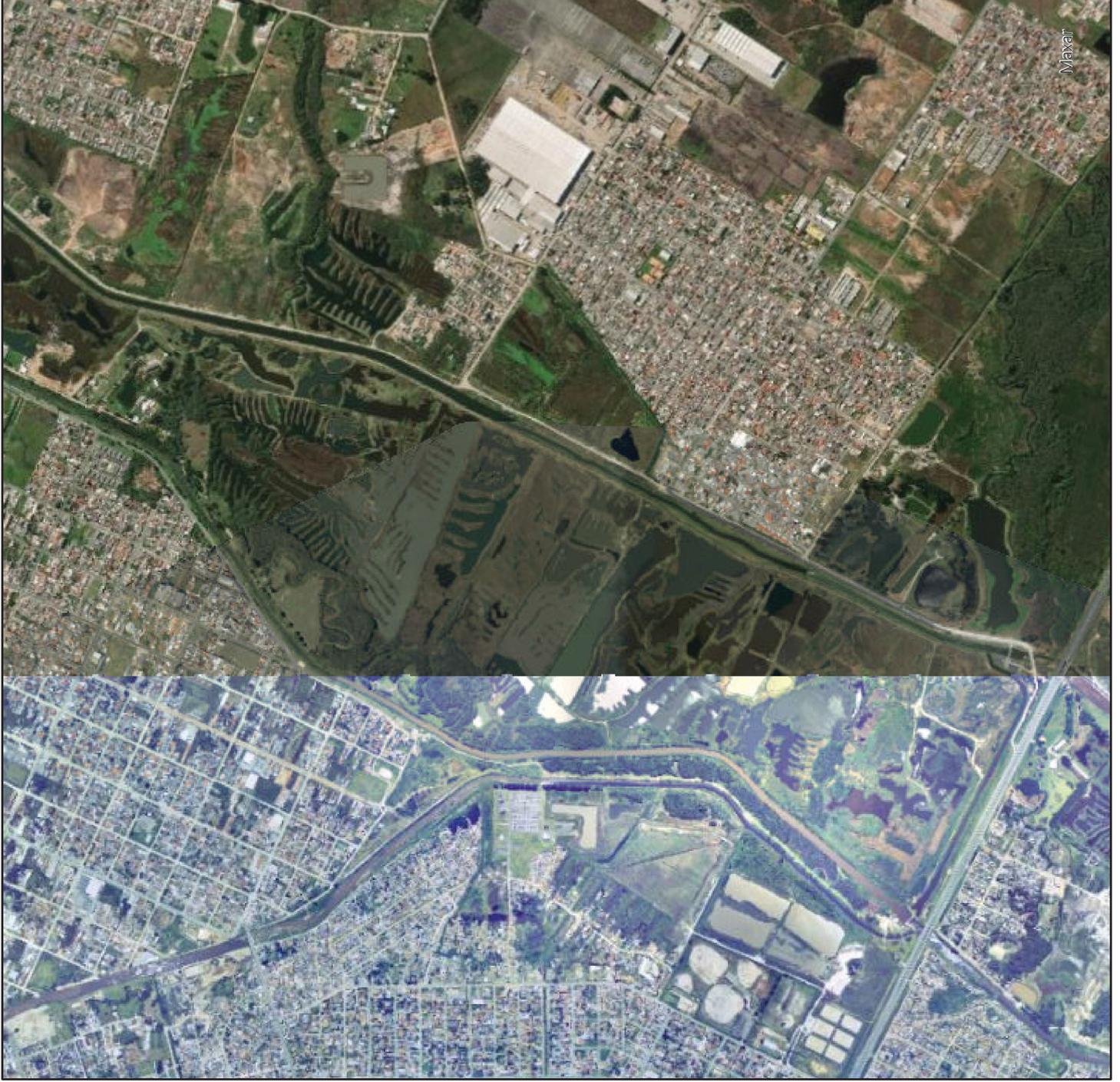


REFERÊNCIA ESPACIAL  
DATUM: SIRGAS 2000  
PROJEÇÃO: UNIVERSAL TRANSVERSA  
DE MERCATOR (UTM) FUSO 22 - SUL

PREFEITURA MUNICIPAL DE CURITIBA  
INSTITUTO DE PESQUISA E PLANEJAMENTO  
URBANO DE CURITIBA

MAPA GERADO EM: 05/06/2024 - 17:48:43  
FONTE: Maxar | PMC 2019 |

<https://geocuritiba.ippuc.org.br>  
E-mail: [geoprocessamento@ippuc.org.br](mailto:geoprocessamento@ippuc.org.br)





Maxar

# Imagens

## LEGENDA



ESCALA: 1:18.056



REFERÊNCIA ESPACIAL  
DATUM: SIRGAS 2000  
PROJEÇÃO: UNIVERSAL TRANSVERSA  
DE MERCATOR (UTM) FUSO 22 - SUL

PREFEITURA MUNICIPAL DE CURITIBA  
INSTITUTO DE PESQUISA E PLANEJAMENTO  
URBANO DE CURITIBA

MAPA GERADO EM: 05/06/2024 - 17:49:18  
FONTE: Maxar | PMC 2019 |

<https://geocuritiba.ippuc.org.br>  
E-mail: [geoprocessamento@ippuc.org.br](mailto:geoprocessamento@ippuc.org.br)



## **ANEXO B – TOPOBATIMETRIA DA ÁREA DE ESTUDO**



