

UNIVERSIDADE SANTA CECÍLIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SUSTENTABILIDADE DE
ECOSSISTEMAS COSTEIROS E MARINHOS

MARIANA CATUNDA GARCIA DE ABREU

**A transposição de águas da Bacia do Rio Itapanhaú
(Bertioga/SP): a gestão dos recursos hídricos, os impactos
ambientais, o monitoramento ecológico e a vegetação
aquática**

SANTOS

2024

UNIVERSIDADE SANTA CECÍLIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SUSTENTABILIDADE DE
ECOSSISTEMAS COSTEIROS E MARINHOS

MARIANA CATUNDA GARCIA DE ABREU

**A transposição de águas da Bacia do Rio Itapanhaú
(Bertioga/SP): a gestão dos recursos hídricos, os impactos
ambientais, o monitoramento ecológico e a vegetação
aquática**

Dissertação apresentada a Universidade Santa Cecília, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia, sob a orientação da Profa. Dra. Laís Samira Correia Nunes.

SANTOS
2024

363.7
A146t

Abreu, Mariana Catunda Garcia de.

A transposição de águas da Bacia do Rio Itapanhaú (Bertioga/SP): a gestão dos recursos hídricos, os impactos ambientais, o monitoramento ecológico e a vegetação aquática / Mariana Catunda Garcia de Abreu.

2024.

130 f.

Orientador: Dra. Laís Samira Correia Nunes.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Santa Cecília, Programa de pós-graduação em Mestrado em Ecologia, Santos, SP, 2024.

1. Transposição de águas. 2. Gestão de recursos hídricos. 3. Impactos ambientais. 4. Monitoramento ecológico. 5. Intrusão salina. 6. Vegetação aquática. I. Nunes, Laís Samira Correia. II. A transposição de águas da Bacia do Rio Itapanhaú (Bertioga/SP): a gestão dos recursos hídricos, os impactos ambientais, o monitoramento ecológico e a vegetação aquática.

AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pois mantém financiamentos para linhas de pesquisa e fomento à ciência.

Agradeço a Profa. Dra. Laís S. C. Nunes, orientadora, pelas contribuições e toda a atenção e disponibilidade para acompanhar este estudo e, também, pelas aulas de Ecologia de Ambientes Aquáticos Estuarinos.

Agradeço, ainda, a Profa. Dra. Laís S. C. Nunes e aos autores do estudo Nunes (2020) / Nunes *et al.* (2018) pela cessão de dados.

Agradeço a Profa. Dra. Ursulla P. Souza, Coordenadora do Mestrado em Ecologia, com quem pude contar, pelas informações, esclarecimentos e suporte; agradeço, também, o Prof. Dr. Marcos Tadeu T. Pacheco, Coordenador-Geral da Pós-Graduação *Stricto Sensu*, pelas aulas de Metodologia.

Agradeço a Profa. Dra. Mara A. G. Magenta por todas as contribuições para o presente estudo e pelas aulas de Anatomia Vegetal durante o estágio-docência.

Agradeço o Prof. Dr. José Marques Carriço, meu professor de Planejamento na graduação de arquitetura e urbanismo, por todas as contribuições a este estudo; agradeço também o Prof. Dr. João A. S. Osti, por trazer importantes informações e sugestões para este estudo.

Agradeço a todos os Professores com quem tive contato durante o mestrado, em especial, a Profa. Dra. Fernanda A. Moschetto, pelas aulas de Licenciamento Ambiental, Identificação de Plantas e Estudos com a Fauna Silvestre; o Prof. Dr. Fábio Giordano, pelas aulas de Projeto de Educação Ambiental e o Prof. Dr. Renan B. Ribeiro, pelas aulas de Mapeamento e Geoprocessamento.

Agradeço a todos os colegas com quem tive contato, em especial, Leandro França, Moisés Omar Silva, Bruna Delfin, Thaís Labrador ...

Agradeço a Sandra e Imaculada, da Secretaria.

Agradeço os meus familiares, amigos e todos que, presentes ou não, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho.

Agradeço os meus queridos avôs e avós por todo o amor, carinho e afeto que sempre me nutriram, *in memoriam*.

APRESENTAÇÃO

Dividida em três capítulos independentes, mas complementares, esta dissertação nasceu da vontade de entender e esmiuçar, de alguma forma, a decisão do Governo do Estado de São Paulo de transpor águas da Bacia do Rio Itapanhaú, como estratégia para enfrentar a crise hídrica de 2013-2015. As manifestações indignadas da sociedade civil, de técnicos e estudiosos contra o empreendimento, especialmente da Baixada Santista, chamaram minha atenção.

O Capítulo 1, apesar de independente dos demais capítulos, tem a intenção de complementá-los ao tratar da necessidade de captação de água para abastecimento da metrópole paulista em locais cada vez mais distantes, como é o caso da Bacia do Rio Itapanhaú, o que remete à questão da gestão dos recursos hídricos. A capital paulista passou por grandes transformações e grande desenvolvimento econômico no início do século passado, o que levou gestores a tomar decisões consideradas equivocadas no que diz respeito ao gerenciamento dos recursos hídricos. O conteúdo deste capítulo já foi parcialmente publicado em formato de artigo nos Anais do XI Encontro Nacional de Pós-Graduação (Abreu; Nunes, 2022).

O Capítulo 2, também independente, mas complementar aos demais, aborda tanto a legislação ambiental, o planejamento ambiental, os impactos ambientais e os Estudo e Relatório de Impacto Ambiental, EIA-RIMA, da obra de transposição de águas quanto a participação e mobilização da sociedade civil e de órgãos públicos em prol da preservação e conservação do Rio Itapanhaú e os documentos técnicos produzidos, sejam oficiais ou não. A questão do planejamento e da governança regionais também são tratados, considerando-se as regiões metropolitanas e a macrometrópole paulista, seu litoral e zona costeira, em que as relações interfederativas adquirem importância crescente. Quanto aos impactos ambientais, o maior foco foi dado à flora, especialmente, manguezal, restinga e vegetação aquática. Houve a preocupação em apontar possíveis caminhos para o efetivo uso sustentável da água. O conteúdo também está parcialmente publicado em formato de Resumo Ampliado nos Anais do IV Colóquio El Porvenir del Paisaje: escuchas

ancestrales, ciudadanía ambiental y acuerdos para el buen vivir (Abreu; Nunes, 2024).

O capítulo 3, complementado pelos primeiros capítulos, que têm a função de traçar um pano de fundo, o cenário diante do qual a questão da transposição de águas do Itapanhaú se desenvolve, trata, de forma específica, das possíveis alterações na dinâmica ambiental do Itapanhaú. Sendo um rio costeiro, o possível aumento da intrusão salina, a partir da reversão e captação de águas a montante em sua bacia, é esperada e a necessidade do monitoramento ecológico é abordada, com a sugestão do uso da vegetação aquática como potencial bioindicadora de salinização. Dados a respeito da distribuição desta vegetação ao longo do rio, por cerca de 26 km de sua extensão, são apresentados. Coletados em 2017, anteriormente ao início das obras do empreendimento, trazem importantes parâmetros a respeito do rio e de sua vegetação. Somados a outros estudos e outras pesquisas, referentes ao Itapanhaú ou não, podem chamar a atenção, alertar e trazer para a discussão a importância de se preservar e proteger este rio costeiro, seus ecossistemas, fauna e flora.

RESUMO

Este estudo trata da transposição de águas da Bacia do Rio Itapanhaú, decisão tomada pelo governo do estado de São Paulo, a partir da crise hídrica de 2013/2015. Esta bacia possui área que se estende pelos municípios de Biritiba Mirim e Bertioga, sendo neste último onde se localiza sua maior extensão. A captação e reversão de águas do Ribeirão Sertãozinho, um dos formadores do Rio Itapanhaú, alimentará a represa de Biritiba Mirim, que compõe o Sistema Alto Tietê e, por sua vez, abastece a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). Foram considerados aspectos como a gestão dos recursos hídricos, a necessidade da preservação, conservação e uso sustentável, em consonância com um planejamento ambiental e territorial local, regional e até mesmo nacional, a avaliação de impactos ambientais e a importância do monitoramento ecológico. Desde o século passado, a gestão dos recursos hídricos do estado de São Paulo foi conduzida sem que a atenção devida e o respeito às dinâmicas naturais dos rios, suas várzeas e enchentes periódicas fossem considerados, o que levou ao uso inapropriado de suas águas, quando passaram a receber o descarte de efluentes domésticos, industriais e objetos de todo o tipo. Os Rios Pinheiros e Tietê, por exemplo, foram canalizados, sendo que no caso do Rio Pinheiros houve, além da canalização, a inversão de seu curso d'água. Dessa forma, com a decisão da transposição de águas da Bacia do Rio Itapanhaú, a sociedade civil e a população local entraram em modo de alerta, mesmo porque várias lacunas, a falta de abrangência e detalhamento foram apontados por técnicos e pesquisadores ao analisarem os Estudo e Relatório de Impacto Ambiental, EIA-RIMA. Muitos impactos ambientais foram pouco abordados, como o fato do Rio Itapanhaú ser um importante rio costeiro do litoral paulista e de as mudanças climáticas serem uma realidade que já se concretizou. As manifestações contrárias, contudo, tiveram pouco efeito, pois a CETESB concedeu a licença prévia para o empreendimento e as obras foram iniciadas. Este estudo, assim, procurou traçar a cronologia relacionada a este empreendimento, trazendo à tona vários aspectos da legislação ambiental, do planejamento ambiental e territorial. Por fim, esta pesquisa chamou a atenção para a possibilidade do aumento da cunha salina e conseqüente intrusão salina nas águas do rio, com a possível redução de sua vazão, e destacou a necessidade do monitoramento ecológico do rio. A salinização pode provocar alterações nos ecossistemas, como o manguezal e restinga, perda da biodiversidade e mudanças na distribuição e ocorrência de espécies de fauna e flora, por exemplo, fatos que, por sua vez, poderão afetar as atividades econômicas, sociais e culturais das comunidades locais. Diante da possibilidade de tal cenário este estudo propõe o uso da vegetação aquática como bioindicadora da salinização para o monitoramento ecológico do rio.

Palavras-Chave: Intrusão salina, Bioindicador, Manguezal, Macrófitas aquáticas.

ABSTRACT

This study deals with the transposition of waters from the Itapanhaú River Basin, a decision taken by the government of the state of São Paulo, following the water crisis of 2013/2015. This basin has an area that extends across the municipalities of Biritiba Mirim and Bertioga, the latter being where its largest extension is located. The capture and reversal of water from Ribeirão Sertãozinho, one of the rivers that originates the Itapanhaú one, will feed the Biritiba Mirim dam, which is part of the Alto Tietê System and, in turn, supplies the Metropolitan Region of São Paulo. Aspects such as water resource management, the need for preservation, conservation and sustainable use, in line with local, regional and even national environmental and territorial planning, the assessment of environmental impacts and the importance of ecological monitoring were considered. Since the last century, the management of water resources in the state of São Paulo has been conducted without due attention and respect for the natural dynamics of the rivers, their floodplains and periodic floods, which has led to inappropriate use of their waters when they have passed to receive the disposal of domestic and industrial effluents and objects of all types. The Pinheiros and Tietê Rivers, for example, which were channeled, and in the case of the Pinheiros River, in addition to the canalization, its water course reversed. Thus, with the decision to transfer water from the Itapanhaú River Basin, civil society and the local population went into alert mode with, even because several gaps, the lack of scope and details were pointed out by technicians and researchers when analyzing the Environmental Impact Study and Report, EIA-RIMA. Many environmental impacts were little addressed, such as the fact that the Itapanhaú River is an important coastal river on the coastline of São Paulo and that climate change is a reality that has already materialized. These contrary demonstrations, however, had little effect, as CETESB granted the preliminary license for the project and the works began. This study, therefore, sought to trace the chronology related to this enterprise, bringing to light various aspects of environmental legislation, environmental and territorial planning. Finally, this research drew attention to the possibility of an increase in the saline wedge and consequent saline intrusion into the river's waters, as there is the possibility of reduction of its flow and highlighted the need for ecological monitoring of the river. Salinization can cause changes in ecosystems, such as mangroves and restinga, loss of biodiversity and changes in the distribution and occurrence of fauna and flora species, for example, facts that, in turn, could affect economic, social and cultural activities of local communities. Given the possibility of such a scenario, this study proposes the use of aquatic vegetation as a bioindicator of salinization for the ecological monitoring of the river.

Keywords: Saline intrusion, Bioindicator, Mangrove ecosystem, Aquatic macrophytes.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1.1	Inversão do curso do Rio Pinheiros pelo Grupo Light para alimentar a Represa Billings (Custódio, 2016).	18
Figura 1.2	Traçado dos antigos leitos da confluência entre o Rio Pinheiros e o Rio Tietê (a); Traçado do antigo leito do Rio Pinheiros, na altura do Butatã (b); Vista aérea do canal do Rio Pinheiros (c); Ponte do Jaguaré sobre o canal do Rio Pinheiros (d); Meandros do Rio Pinheiros (em azul) (e). Fontes: Fundação Energia e Saneamento e Dutenkefer (2015).	19
Figura 1.3	Rios Guaratuba, Itapanhaú, Itatinga e Usina de Itatinga, em Bertioga. Fonte: INPE (2023).	20
Figura 1.4	Funcionamento da Usina de Itatinga. Fonte: Geribello (2018).	21
Figura 2.1	A Região Metropolitana da Baixada Santista (a), coincidente com a Unidades de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (UGRHs) da BS (a) mas não com as sub-bacias (b). Fontes: EMTU (2024) e CBH/BS (2020).	36
Figura 2.2	Ribeirão Sertãozinho, Ribeirão Guacá e o Rio Itapanhaú, em detalhe (a) e Área de Intervenção Direta e a Área Diretamente Afetada do empreendimento.....	40
Figura 2.3	O Município de Bertioga, o Parque Estadual da Serra do Mar (PESM) e o Parque Estadual da Restinga de Bertioga (PERB)	42
Figura 2.4	Macrometrópole Paulista com o Município de São Paulo e sua Região Metropolitana e as Unidades Hidrográficas de Gerenciamento de Recursos Hídricos, UGRH, do Alto Tietê e da Baixada Santista. Fonte: Momm <i>et al.</i> (2020).	45
Figura 2.5	O manguezal e alguns de seus serviços ecossistêmicos, como a proteção da costa. Fonte: Conexão Oceano (2021).	53
Figura 3.1	Representação esquemática das diferentes formas de vida de macrófitas aquáticas e sua relação com o ambiente aquático. Fonte: CEMIG (ano).	81
Figura 3.2	Transecto abrangendo marisma (ou banco de macrófitas), manguezal, ecótono e restinga, com espécies e gêneros vegetais (<i>S. alterniflora</i> em área correspondente a marisma) encontrados na região de Cananéia, SP. Esquema: Sarah Charlier Sarubo (Schaeffer-Novelli <i>et al.</i> , 2015).	83
Figura 3.3	Pontos de coleta ao longo do rio Itapanhaú. Fonte: Sentinel Hub EO Browser, IBGE, QGis 3.28.9, Google Satelite, Plataforma MapBiomias. Elaborado pela autora.	89
Figura 3.4	a) Distribuição das espécies em cada ponto de coleta (1, 2, 3, 4 e 6 espécies, respectivamente), com maior ocorrência em água doce; b) Distribuição do número de formas de vida em cada ponto de coleta (1, 2, 3 e 4 formas de vida, respectivamente), com maior ocorrência em água doce. Nos pontos azuis não há ocorrência de vegetação aquática). Fonte: Sentinel Hub EO Browser, QGis 3.28.9. Elaborado pela autora.	99
Figura 3.5	<i>Hygrophila costata</i> , com destaque para sua flor. Fonte: UNICAMP (2023).	122

Figura 3.6	a) <i>Crinum americanum</i> , no Rio Itapanhaú, em dezembro de 2023 e b) em detalhe. Fotos: autora e Julie H.A. Dutilh (REFLORA, 2023), respectivamente.	123
Figura 3.7	<i>Rhynchospora corymbosa</i> , com destaque para sua inflorescência. Fotos: Thomas Le Bourgeois.	124
Figura 3.8	<i>Schoenoplectus californicus</i> (C. A. Mey.) Soják. Fonte: SIBBR (2023).	124
Figura 3.9	<i>Leersia hexandra</i> . Foto: Willian S. Piovesani, <i>In: Flora/UFRGS</i> (2023).	125
Figura 3.10	<i>Spartina alterniflora</i> . Fotos: Glen Mittelhauser (a) e John Lynch (b). Native Plant Trust.	126
Figura 3.11	<i>Polygonum</i> sp em detalhe (a) e (b) e <i>Polygonum</i> sp ao lado da <i>S. molesta</i> e da <i>P. crassipes</i> (canto direito), com <i>C. americanum</i> (ao fundo), no Rio Itapanhaú, em 2023 (c). Fotos: Leandro F. Vilaça, autora e autora, respectivamente.	127
Figura 3.12	<i>Acrostichum danaeifolium</i> . Foto: Flora Digital – UFSC (João Paulo de Maçaneiro).	128
Figura 3.13	<i>Pistia stratiotes</i> em detalhe (a) e (b). Fonte: UNICAMP (2023) e REFLORA (2023)	129
Figura 3.14	<i>Pontederia crassipes</i> em detalhe. Fonte: Pompeu (2017)	130
Figura 3.15	a) <i>Salvinia molesta</i> , no Rio Itapanhaú, em dezembro de 2023 e b) em detalhe. Fotos: autora e Kew Garden, respectivamente.	131
Figura 3.16	<i>Nymphaea rudgeana</i> , com flores em detalhe. Fotos: Célio Moura Neto e Matthieu Gauvin, respectivamente.	132
Figura 3.17	<i>Cabomba furcata</i> . Fotos: Bernhard Hiller (a) e Bernard Dupont (b) (Biodiversity4all) e UNICAMP (2023).	133
Figura 3.18	<i>Egeria densa</i> , no Rio Itapanhaú, em dezembro de 2023 (a) e (b) e em detalhe, com destaque para a flor. Fonte Leandro F. Vilaça, Leandro F. Vilaça (fotos de 2023) e Pompeo (2017), respectivamente.	134

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 3.1	Gradiente de salinidade do sedimento no rio Itapanhaú em relação à distância da foz (km) (sentido jusante-montante) dos pontos de coleta. Fonte: Nunes (2020); Nunes <i>et al.</i> (2019) Nunes <i>et al.</i> (2021).	92
Gráfico 3.2	Distribuição das espécies de macrófitas aquáticas ao longo do Rio Itapanhaú (sentido jusante-montante). As linhas pontilhadas representam as faixas de salinidade do sedimento em relação à distância da foz. Fonte: Nunes (2020); Nunes <i>et al.</i> (2019) Nunes <i>et al.</i> (2021).	96
Gráfico 3.3	Distribuição das formas de vida de macrófitas aquáticas ao longo do Rio Itapanhaú (sentido jusante-montante). As linhas pontilhadas representam	

	as faixas de salinidade do sedimento em relação à distância da foz. Fonte: Nunes (2020); Nunes <i>et al.</i> (2019) Nunes <i>et al.</i> (2021).	97
Gráfico 3.4	A riqueza de espécies e de formas de vida de macrófitas aquáticas ao longo do gradiente de salinidade e distância da foz do rio Itapanhaú (sentido jusante-montante). Fonte: Nunes (2020); Nunes <i>et al.</i> (2019) Nunes <i>et al.</i> (2021).	98

LISTA DE QUADROS

Quadro 2.1	Cronologia dos fatos e decisões envolvendo a proposição, licenciamento ambiental e aprovação do empreendimento de transposição de águas na Bacia do Rio Itapanhaú.	47
------------	---	----

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1	Sistema de Veneza para a classificação de águas marinhas de acordo com a salinidade. Fonte: (ASLO, 2003).	78
Tabela 3.2	Localização em coordenadas geográficas, largura do rio, categoria do sedimento, declividade da margem e tipo de vegetação ripária de cada ponto de coleta no Rio Itapanhaú. Fonte: Nunes (2020).	94
Tabela 3.3	Lista de espécies de macrófitas aquáticas encontradas no Rio Itapanhaú, suas respectivas formas de vida, famílias taxonômicas e nomes populares, e os pontos de coleta em que foram registradas. Fonte: Nunes <i>et al.</i> (2019).	95

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ACPO	Associação de Combate aos Poluentes e a Associação de Consciência à Prevenção Ocupacional
AIA	Avaliação de Impacto Ambiental
ALESP	Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo
ANT	Área Natural Tombada
APA Marinha Centro	Área de Proteção Ambiental Marinha do Litoral Centro
APP	Áreas de Preservação Permanente
BS	Baixada Santista

CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
COMDEMA	Conselho Municipal de Defesa do Meio Ambiente
CDB	Convenção sobre a Diversidade Biológica
CBH-BS	Comitê de Bacia Hidrográfica da Baixada Santista
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONDEPHAAT	Conselho de Defesa do Patrimônio Histórico, Arqueológico, Artístico e Turístico
EEAB	Estação Elevatória de Água Bruta
EIA-RIMA	Estudo e Relatório de Impacto Ambiental
FF	Fundação para a Conservação e a Produção Florestal do Estado de São Paulo ou Fundação Florestal
GAEMA/BS	Grupo de Atuação Especial de Defesa do Meio Ambiente da Baixada Santista
HRCB	Herbário Rioclarense
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
LABOMAC	Laboratório de Biologia de Organismos Marinhos e Continentais
LEA	Laboratório de Ecologia Aquática LEA
LPVN	Lei de Proteção da Vegetação Nativa
MMP	Macrometrópole Paulista
MP/SP	Ministério Público do Estado de São Paulo
MSI	Movimento Salve o Rio Itapanhaú
ODSs	Objetivos do Desenvolvimento Sustentável
ONU	Organização das Nações Unidas
PERB	Parque Estadual da Restinga de Bertiooga
PERH	Plano Estadual de Recursos Hídricos
PESM	Parque Estadual da Serra do Mar
PM	Plano de Manejo
PNGC	Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro
PNMA	Política Nacional do Meio Ambiente
PNOT	Política Nacional de Ordenamento Territorial
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
PNRM	Política Nacional de Recursos do Mar

RPPN	Reservas Particulares do Patrimônio Natural
SABESP	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
SISNAMA	Sistema Nacional de Meio Ambiente
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservação
SP	São Paulo
TJ-SP	Tribunal de Justiça de São Paulo TJ-SP
UCs	Unidades Conservação
UNESCO	Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura
UNESP	Universidade Estadual Paulista
UNISANTA	Universidade Santa Cecília
WFD	The Water Framework Directive
ZEE	Zoneamento Ecológico Econômico
ZEEC	Zoneamento Ecológico Costeiro
ZP	Zonas de preservação

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 - A GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS NO ESTADO DE SÃO PAULO: A PRESERVAÇÃO, A CONSERVAÇÃO E O USO SUSTENTÁVEL.....	16
1.1. INTRODUÇÃO.....	17
1.2. OBJETIVO.....	22
1.3. MATERIAL E MÉTODOS.....	22
1.4. RESULTADOS.....	22
1.5. DISCUSSÃO.....	23
1.6. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	25
1.7. REFERÊNCIAS.....	26
CAPÍTULO 2 - A TRANSPOSIÇÃO DE ÁGUAS NA BACIA DO RIO ITAPANHAÚ: IMPACTOS AMBIENTAIS, PLANEJAMENTO E GOVERNANÇA REGIONAIS, SOCIEDADE CIVIL E MOBILIZAÇÃO SOCIAL	29
2.1. INTRODUÇÃO.....	30
2.1.1. Avaliação de Impacto Ambiental e o Licenciamento Ambiental.....	31
2.1.2. Zoneamento ambiental: zoneamento ecológico-econômico e zoneamento ecológico-econômico da zona costeira.....	33
2.1.3. Mudanças Climáticas e Vulnerabilidade Costeira.....	37
2.2. OBJETIVOS.....	38
2.2.1. Objetivo geral.....	38
2.2.2. Objetivos específicos.....	39
2.3. MATERIAL E MÉTODOS.....	39
2.3.1. Caracterização da área de estudo.....	39
2.3.2. Coleta e análise de dados.....	43
2.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	44
2.4.1. Cronologia dos fatos e decisões da proposição do empreendimento e licenciamento ambiental.....	43
2.4.2. Avaliação de impacto ambiental.....	48
2.4.3. Conservação ambiental e uso sustentável	50
2.4.3.1. A Paisagem e o planejamento territorial	50
2.4.3.2. As Unidades de Conservação	51
2.4.4. Potenciais impactos ambientais e o uso sustentável	52
2.4.4.1. O Manguezal	52
2.4.4.2. Contribuição da natureza para as pessoas (Serviços Ecossistêmicos)	54
2.4.4.3. As Fitofisionomias da Mata Atlântica, a vegetação ripária e a vegetação aquática	54
2.4.4.4. Intrusão Salina	56
2.4.4.5. Biodiversidade: espécies ameaçadas e espécies endêmicas	58
2.5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	59
2.6. REFERÊNCIAS	62
CAPÍTULO 3 - OS GRADIENTES AMBIENTAIS, A VEGETAÇÃO AQUÁTICA E O MONITORAMENTO ECOLÓGICO DO RIO ITAPANHAÚ	72

3.1. INTRODUÇÃO	73
3.1.2. Bacias hidrográficas e gradientes ambientais	76
3.1.3. Gradientes ambientais em rios costeiros e estuários: salinidade, variação de marés e sedimentos	77
3.1.4. A Vegetação Aquática, o Manguezal e a Restinga: convivência lado a lado	79
3.1.5. Monitoramento Ambiental e o Biomonitoramento	84
3.2. OBJETIVO	87
3.3. MATERIAIS E MÉTODOS	88
3.3.1. Caracterização da Área de Estudo	88
3.3.2. Coleta de dados	89
3.3.4. Análise de dados	91
3.4. RESULTADOS	92
3.5. DISCUSSÃO	99
3.5.1. Captação de águas no rio Itapanhaú e a salinização dos ambientes aquáticos	100
3.5.2. Macrófitas aquáticas	101
3.5.3. Formas de vida no rio Itapanhaú	102
3.5.3.1. Emergentes e anfíbias	102
3.5.3.2. Flutuantes livres, flutuantes enraizadas e submersas	104
3.5.4. Monitoramento ambiental e macrófitas como bioindicadoras de salinidade	106
3.6. CONCLUSÃO	110
3.7. TRABALHO FUTURO	111
3.8. REFERÊNCIAS	112
3.9. APÊNDICE	121

CAPÍTULO 1

A gestão dos recursos hídricos no estado de São Paulo: a preservação, a conservação e o uso sustentável

RESUMO

Este capítulo, independente dos demais, mas complementar, está parcialmente publicado nos Anais do XI Encontro Nacional de Pós-Graduação (Abreu; Nunes, 2022) e tem a proposta de discutir questões referentes ao gerenciamento de recursos hídricos com foco na preservação, conservação e uso sustentável. No início do século XX, a Usina Henry Borden, Cubatão, Baixada Santista (BS), valeu-se da transposição de águas da Bacia do Alto Tietê (sub-bacia do Rio Pinheiros), que levou à canalização e retificação do Rio Pinheiros e, inclusive, à inversão de seu curso. Por fim, outros rios passaram por canalizações e retificações, como o Rio Tietê, iniciativas que levaram à perda da qualidade da rede fluvial paulistana. Com a crise hídrica dos anos 2013-2015 na Região Metropolitana de São Paulo, decidiu-se pela transposição de águas da Baixada Santista (Bacia do Rio Itapanhaú, Bertioga/SP) para o Sistema Alto Tietê, com fins de abastecimento público da RMSP, apesar de todos os impactos socioambientais e econômicos previstos. Assim, com base na Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) e na Política Estadual de Recursos Hídricos de São Paulo (PERH) este estudo enfatiza a necessidade da adoção de uma visão mais abrangente, integrada, descentralizada e participativa do planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos, com base na preservação, conservação e uso sustentável da água, para, dessa forma, promover a justiça ambiental, social e econômica.

Palavras-chave: PNRH, PERH, Abastecimento Público de Água; Bacia Hidrográfica do Alto Tietê; Bacia Hidrográfica do Rio Itapanhaú.

1.1. INTRODUÇÃO

Na demanda crescente de São Paulo por eletricidade, no início do século XX, o conglomerado canadense-anglo-americano *The São Paulo Tramway, Light & Power Company Limited*, concessionária de serviços públicos de bondes elétricos e posteriormente de fornecimento de energia elétrica no Brasil, que passou a atuar no país a partir de 1899, elaborou o chamado “Projeto Serra”, com vistas a aumentar o fornecimento de energia elétrica para a capital. Foram, então, construídas a Represa Billings (no alto da Serra do Mar), na Região Metropolitana de São Paulo, e a Usina Hidrelétrica Henry Borden (no sopé da Serra do Mar), em Cubatão. A queda de água da represa até a usina, por meio do desnível natural da Serra do Mar, cerca de 700 m, potencializou em dez vezes a geração de energia elétrica de cada turbina instalada. Nesta época, em 1911, o Grupo *Light* chegou a comprar terras na Bacia do Rio Itapanhaú, mas a empresa acabou por considerar mais vantajoso represar o Rio Grande (ou Jurubatuba), um dos formadores do Rio Pinheiros (Seabra, 2013).

A partir de 1926, com fins a ampliar a alimentação da Represa Billings e o sistema hidrelétrico de Cubatão, decidiu-se pela inversão do curso do Rio Pinheiros (Figura 1.1), com a retificação e construção de um canal de 25 km (Seabra, 2013). Neste período, o Rio Tietê também passou por canalizações e retificações e as várzeas de ambos os rios foram drenadas para atender à especulação imobiliária. Foi assim que, entre as décadas de 30 e 50, transformações ligadas à engenharia e ao urbanismo modificaram a paisagem da cidade de São Paulo, tornando-a uma metrópole (Seabra, 2021).

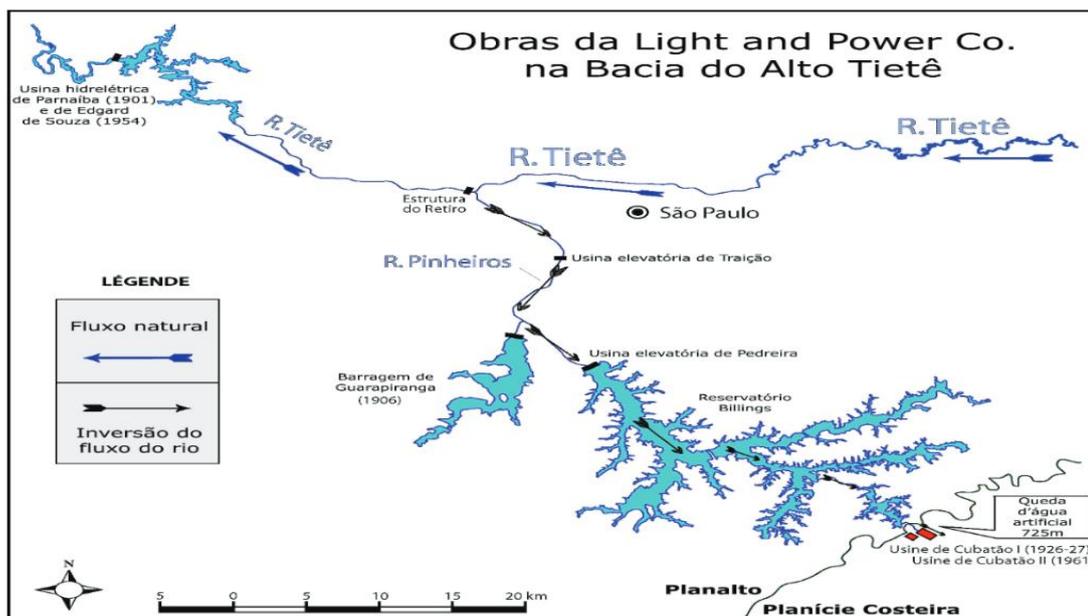


Figura 1.1. Inversão do curso do Rio Pinheiros pelo Grupo *Light* para alimentar a Represa Billings, aumentando a capacidade de geração de energia elétrica na Usina Henry Borden (Custódio, 2016).

O desenvolvimento econômico desenfreado da capital e a transformação dos seus rios em condutores de esgoto dificultou a criação de reservatórios hídricos na cidade para consumo humano (Automare, 2018). Vistos como local de descarte, os rios paulistanos passaram a receber esgotos residenciais e industriais, assim como resíduos sólidos de diferentes origens (Figura 1.2). A canalização e retificação dos cursos meândricos dos Rios Tietê e Pinheiros atendeu a ideias e interesses que levaram ao desenvolvimento de uma cidade com rios retos, encobertos, com mal cheiro e criação de pontes para pedestres, em geral, estreitas (Fioravanti, 2013) (Figura 1.2) (em setembro de 2024, em momento de grande seca no estado de São Paulo, a cidade apresentou recordes de má qualidade do ar, em comparação com demais cidades ao redor do mundo. Ao mesmo tempo, o Rio Pinheiros assustou a muitos ao adquirir uma coloração esverdeada, consequência da menor contribuição dos afluentes (menor volume de água), fato que levou à reprodução acelerada de algas (EBC, 2024)).



Figura 1.2. Traçado dos antigos leitos da confluência entre o Rio Pinheiros e o Rio Tietê (a); Traçado do antigo leito do Rio Pinheiros, na altura do Butatã (b); Vista aérea do canal do Rio Pinheiros (c); Ponte do Jaguaré sobre o canal do Rio Pinheiros (d); Meandros do Rio Pinheiros (em azul) (e). Fontes: Fundação Energia e Saneamento e Dutenkefer (2015).

Dentre as obras emergenciais para o enfrentamento da crise hídrica dos anos 2013-2015, o governo do Estado de São Paulo optou pela transposição das águas da Bacia do Rio Itapanhaú, em Bertioga, para a Bacia do Alto Tietê, por meio da captação de água do Ribeirão Sertãozinho, um dos formadores do Rio Itapanhaú. A transferência de até 2,5 m³/s da Bacia do Rio Itapanhaú para a represa Biritiba-Mirim (Sistema Alto Tietê), se dará com captação e estação elevatória no Ribeirão Sertãozinho e implantação de adutora até o rio Biritiba Açu, tributário da represa Biritiba-Mirim, da bacia do Alto Tietê, com extensão em torno de 7,3 km e diâmetro de 1.200 mm (SABESP/CHES, 2015).

Outra medida emergencial, ocorrida no ano de 2014, foi a adequação do aumento da vazão do EEAB (Estação Elevatória de Água Bruta) na Bacia do Rio

Guaratuba, também em Bertioga, da ordem de 500 l/s (0,5 m³/s), também para alimentação do Sistema Alto Tietê (o Rio Guaratuba já contribuía com 0,5 m³/s para este sistema) (SABESP/CHESS, 2015) (Figura 1.3). Já em 2015, a Companhia de Saneamento Básico do estado de São Paulo, SABESP (privatizada em 2024), também tomou a decisão de transferir 1,2 m³/s do rio Itatinga, tributário do Rio Itapanhaú, para a represa Jundiá (Sistema Alto Tietê), com captação e estação elevatória no rio Itatinga e implantação de adutora até o tributário da represa Jundiá, da bacia do Alto Tietê, com extensão de cerca de 5,7 km e diâmetro de 900 mm (SABESP/CHESS, 2015). Dessa forma, o Rio Itatinga passaria a ser incorporado ao Sistema Alto Tietê, Reservatório Jundiá, para produção de água (2,1 m³/segundo) (Alves, 2019). Contudo, até o momento, esta decisão não foi levada a frente.



Figura 1.3. Rios Guaratuba, Itapanhaú, Itatinga e Usina de Itatinga, em Bertioga. Fonte: INPE (2023).

Além de questões atinentes às mudanças climáticas, às práticas inadequadas de consumo de água e a perdas volumosas na rede de abastecimento da SABESP que por si só mereceriam atenção especial, a Bacia do Rio Itapanhaú está inserida em áreas preservadas e protegidas, como o Núcleo Bertioga do Parque Estadual da Serra do Mar (PESM) e o Parque Estadual da Restinga de Bertioga (PERB). Mesmo assim, houve a concessão da licença prévia pela Companhia Ambiental do estado de São Paulo, CETESB. É de se salientar que os Estudo e Relatório de Impacto Ambiental (EIA/RIMA) do empreendimento, a cargo da SABESP, preocupou o Ministério Público do estado de São Paulo e a sociedade civil quanto aos impactos socioambientais e econômicos da transposição (Santos, 2021; Santos e Torres, 2021). Mas, apesar da mobilização em torno, em especial, da Ação Civil Pública movida pelo Ministério Público do estado de São Paulo (MP/SP), em 2018, e da

criação do Movimento Salve o Rio Itapanhaú, em 2020, as obras não foram interrompidas (CT/MSI, 2020).

Tanto o Rio Itapanhaú quanto o Rio Guaratuba, rios da vertente Atlântica da Serra do Mar, abastecem a população de Bertioga. Já o Rio Itatinga alimenta a Usina Hidrelétrica de Itatinga, em funcionamento desde o início do século XX (Figura 1.4). Esta usina, em trabalho ininterrupto desde o início do século passado, é responsável pela iluminação do Porto de Santos e fonte emergencial de energia para Santos (Geribello, 2018).

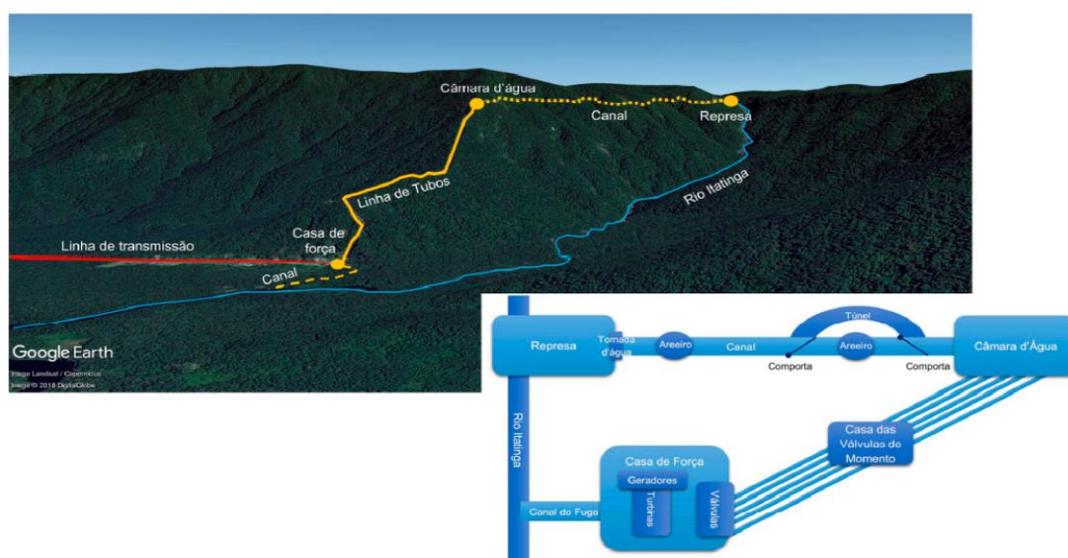


Figura 1.4 . Funcionamento da Usina de Itatinga. Fonte: Geribello (2018).

Apesar de contar com os rios Itapanhaú e Guaratuba para o abastecimento do município, Bertioga passa por períodos recorrentes de falta d'água, especialmente em épocas de temporada, com a população flutuante. Por outro lado, em 2019, no mês de março, a Represa Jundiáí, que recebe Águas do rio Guaratuba estava trabalhando acima de sua capacidade (108%). A Represa de Taiapuêba (116,3%) também estava operando acima de seus limites, o que fez com que as comportas desses reservatórios fossem abertas para liberação da água excedente (Alves, 2019).

Levando-se em conta os processos e decisões históricas envolvendo o aproveitamento de recursos hídricos, tanto para geração de eletricidade quanto para o abastecimento público, fica evidente a necessidade da discussão sobre o gerenciamento dos recursos hídricos no Estado de São Paulo de uma forma que haja integração entre segurança hídrica e justiça ambiental, social e econômica.

1.2. OBJETIVO

O objetivo deste estudo é abordar, de forma breve, o planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos no estado de São Paulo, com ênfase na necessidade de adoção efetiva de uma visão mais abrangente, integrada, recurso. Dessa forma, tomamos como base na Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), Lei Federal nº 9.433/1997, conhecida como Lei das Águas, e a Política Estadual de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo, Lei 7663/1991, Lei de Águas Paulista.

1.3. MATERIAL E MÉTODOS

O estudo em questão foi desenvolvido através de metodologia exploratória, de caráter qualitativo, por meio da pesquisa e compilação de informações obtidas em trabalhos científicos, acadêmicos e técnicos, e da análise de aspectos referentes à PNRH e à Política Estadual de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo PERH.

1.4. RESULTADOS

A Constituição Federal de 1988, em seu artigo 21, XIX, estabeleceu que a União deve criar o sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos e a PNRH surgiu para obedecer a este dispositivo. Um dos princípios da PNRH está em adotar a bacia hidrográfica como a unidade físico-territorial sobre a qual o planejamento e gerenciamento de águas deve ser implementado. Outro princípio da lei federal de recursos hídricos é o da descentralização da gestão, com participação de gestores públicos, usuários e comunidades. É fundamental a participação cidadã na definição de políticas públicas sobre os recursos hídricos, sendo que o poder público deve permitir acesso a informações de forma abrangente e livre, função a princípio a ser exercida pelo Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH) (Santilli, 2001; Fracalanza *et al.*, 2009). Já o Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (SINGREH) prevê que a gestão dos recursos hídricos seja feita de forma democrática e participativa. No estado de São Paulo, a PERH (1991), já havia adotado os princípios de participação, descentralização e integração na gestão sustentável dos recursos hídricos bem como o Sistema

Integrado de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (SIGRH) (anteriores à PNRH, de 1997).

A lei estadual adota a gestão pública colegiada e sociotécnica, a ser exercida pelos comitês de bacias, com participação da sociedade civil, sendo que a integração de ações é incentivada pela proposta de diálogo com os vários setores da gestão dos recursos hídricos (Fracalanza *et al.*, 2009). Dentre outros princípios importantes por trás da PNRH e da PERH estão os de que: a) a cobertura vegetal é fundamental para a conservação dos recursos hídricos; b) a concepção da água deve ser encarada a partir do binômio quantidade/qualidade; c) a água não tem fronteiras, é um bem comum e implica, inclusive, em cooperação internacional (Granziera, 1993 *apud* Santilli, 2001; Santilli, 2001).

A PNRH dispõe de alguns instrumentos para o gerenciamento dos recursos hídricos, dentre os quais estão o Plano Nacional de Recursos Hídricos, os Planos Estaduais de Recursos Hídricos, e os Planos de Recursos Hídricos por Bacia Hidrográfica. Os dois primeiros são estratégicos, estabelecem as diretrizes gerais para os recursos hídricos no país e em cada estado. Por sua vez, o Plano de Recursos Hídricos por Bacia Hidrográfica é um instrumento de planejamento local em que são definidas ações para conservar, recuperar e utilizar os recursos hídricos de cada bacia (COGERH, 2020).

O Plano de Recursos Hídricos (PERH) de São Paulo é instrumento da Política Estadual de Recursos Hídricos (o primeiro Plano foi criado em 1990, anteriormente à lei estadual). Na elaboração do PERH, os planos de bacias hidrográficas, a proteção do meio ambiente e o planejamento e gerenciamento ambiental devem ser considerados, sendo as diretrizes e os critérios estabelecidos em escala estadual (PERH, 2023). Atualmente encontra-se vigente o PERH 2020-2023 no Estado de São Paulo, a 7ª atualização, desde 1990.

1.5. DISCUSSÃO

A água, um recurso estratégico, seja para produção de energia elétrica, seja para o abastecimento público no estado de São Paulo, tem sido gerenciada, em muitos casos, sem a devida valorização e respeito pelas características dos territórios e das bacias hidrográficas. As alterações dos leitos e cursos dos rios e a

poluição dos ambientes aquáticos trouxeram dificuldades para formação de reservatórios hídricos para o abastecimento público. Na gestão dos recursos hídricos, desde o início do século XX, faltou respeitar as opiniões técnicas que buscavam garantir respiros urbanos, a navegação e o combate às enchentes, com preservação de trechos das várzeas (Grispum, 2014).

A concepção da bacia hidrográfica como unidade para o planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos, traz uma visão espacial mais ampla em relação aos limites urbanos e municipais, portanto, decisões tomadas a níveis de bacias podem abranger diferentes ambientes aquáticos inseridos em áreas com diferentes características socioambientais e econômicas (Santos, 2004). Na análise da transposição de águas entre bacias, as características da água (como recurso), as propriedades essenciais, os aspectos físicos, químicos, biológicos e sociais do ambiente natural onde está localizada a fonte hídrica supridora (todo seu sistema) devem ser considerados (Khran *et al.*, 2003). A transposição sustentável e a sustentabilidade hídrica devem considerar várias dimensões (ecológica, ambiental, social, política e econômica) (Khran *et al.*, 2003). Dessa forma, com relação à transposição de águas da Bacia do Rio Itapanhaú para o Sistema Alto Tietê, é preocupante pensar nos possíveis impactos ambientais negativos sobre os ecossistemas da Mata Atlântica, como a Restinga e o Manguezal, e seus ambientes aquáticos, além das consequências sociais e econômicas para a região, e para o próprio abastecimento de água de Bertioga, que pode ficar ainda mais comprometido em épocas de temporada.

Assim, o Planejamento Ambiental deve estabelecer ações de forma contextualizada e não isolada para o melhor aproveitamento dos recursos naturais (Santos, 2004). Tanto no planejamento quanto no gerenciamento dos recursos hídricos, é necessária a adoção de uma visão mais abrangente, “a mudança de paradigma de um sistema setorial, local e de respostas a crises para um sistema integrado, preditivo e em nível de ecossistema” (Tundisi; Tundisi, 2011, p. 151).

Silva *et al.* (2018) acreditam que crise da água não pode ser vista apenas como consequência de fatores climáticos e geográficos, mas também e, principalmente, do uso irracional dos recursos hídricos. Os autores apontam como algumas das causas para essa situação é o fato de a PNRH não estar integrada às

demais políticas públicas, de a água não ser considerada um bem estratégico no país e, ainda, por ser reputado como um recurso infinito.

Numa nova visão de mundo, a humanidade busca a sustentabilidade econômica, social, espacial, cultural e ambiental e a preocupação com o legado para as gerações futuras deve ser priorizada no lugar do bem-estar pessoal e presente. Os recursos naturais devem ser valorados e ter sua importância econômica reconhecida. O sistema econômico e o sistema natural devem formar um conjunto harmônico em que o uso racional dos recursos naturais permita não só sua preservação como a da própria vida. Neste sentido, é importante compreender o PERH como uma ferramenta fundamental de gestão de recursos hídricos de uma bacia hidrográfica, já que é um instrumento que determina objetivos, diretrizes e critérios gerais de gerenciamento dos recursos hídricos. Na elaboração, implantação e controle do PERH está prevista a participação dos vários setores e usuários da água, num processo de planejamento dinâmico (Silva *et al.*, 2018).

Sobre a crise hídrica da RMSP/Alto Tietê, percebe-se que há, de fato, uma crise de gestão e planejamento, em vista do tratamento emergencial e paliativo dado ao tema pelo poder público, o que tem levado ao uso de mananciais de locais cada vez mais distantes da cidade (Custódio, 2016).

1.6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em seu 8º artigo, a PNRH estabelece que os planos de recursos hídricos devem ser elaborados levando em consideração as bacias hidrográficas, o estado e o país. Cerezini *et al.* (2017) entendem, portanto, que as especificidades de cada esfera devem ser consideradas, partindo de um diagnóstico que apresente aspectos atinentes à qualidade e à quantidade de recursos hídricos, ao gerenciamento e aos problemas relacionados aos usos, às outorgas, à cobrança e à racionalização/sustentabilidade.

Acertos e desacertos na gestão dos recursos hídricos no estado de São Paulo e as dificuldades enfrentadas pela metrópole paulistana na atualidade não deixam dúvida de que a questão hídrica diz respeito a toda a população. Seja pela segurança hídrica ou pela justiça ambiental, social e econômica, todos devem estar unidos na solução deste problema.

1.7. REFERÊNCIAS

ABREU, M. C. G.; NUNES, L. S. C. A gestão de recursos hídricos no Estado de São Paulo, a crise hídrica dos anos 2013-2015 e a transposição de águas entre bacias hidrográficas. **Anais do XI Encontro Nacional de Pós-graduação**. Universidade Santa Cecília, Unisanta Science and Technology (ISESC), v. 6.1, p.128-133, 2022. Disponível em: <https://ojs.unisanta.br/index.php/ENPG/issue/view/136>. Acesso em 28/06/24.

ALVES, F. J. L. **Escassez, Segurança Hídrica e os Negócios com a Água na Região Metropolitana de São Paulo**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Geografia Humana. Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas. Departamento de Geografia. Universidade de São Paulo, São Paulo, 2019. 184 p.

AUTOMARE, M. M. A visão econômica da crise hídrica 2014/2015. In: Buckeridge M, Ribeiro W (coord.). **Livro Branco da água. A crise hídrica na Região Metropolitana de São Paulo em 2013-2015: Origens, impactos e soluções**. São Paulo: Instituto de Estudos Avançados, 2018.

CEREZINI, M; BARBOSA, F. D.; HANAI, F. Y. Instrumentos da política de recursos hídricos no estado de São Paulo: situação atual e perspectivas. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.10, n.2, p. 499-511, 2017. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/315897826_Instrumentos_da_politica_de_recursos_hidricos_no_estado_de_Sao_Paulo_situacao_atual_e_perspectivas. Acesso em 23/08/23.

COGERH. **Planos de Bacias**. Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos. 2018, atualizado em 2020. Disponível em: <https://portal.cogerh.com.br/planos-de-bacias/>. Acesso em 25/06/23.

CT/MSI - Movimento Salve O Rio Itapanhaú, 2020. **Colaboração técnica tendo em vista os potenciais impactos à área do Parque Estadual das Restingas de Bertioga (PERB) devido ao projeto de transposição das águas do Rio Sertãozinho-Itapanhaú**. Manifestação Elaborada em Atendimento a Pedido Judicial no Âmbito da Ação Civil Pública 100632-852017.8.26.007 para o Conselho do Parque Estadual da Restinga de Bertioga. Autoria Coletiva. Mauricio Forlani, Renan de Azevedo Ruffo, Gislene Torrente-Vilara, Ronaldo José Torres, João Alexandre Saviolo Osti, Renan Parmigiani, Laís Samira Correia Nunes, Luccas Henrique Gomes, Bruno De Almeida Lima, Cleber Vinicius Vitorio Da Silva, Luís Felipe Natálio, Fabrício Gandini Caldeira, Raphael Roberto Rodrigues. Disponível em: https://drive.google.com/file/d/11MPGbp2Tr2BQ9QrmUiXg_isnBzUWbDmM/view?usp=sharing. Acesso em: 03 dez. 2022.

CUSTÓDIO, V. A crise hídrica na Região Metropolitana de São Paulo (2014-2015). **Geosp – Espaço e Tempo** (Online), v. 19, n. 3, p. 445-463, 2016. ISSN 2179-0892. Disponível em: <https://revistas.usp.br/geosp/article/view/102136>. Acesso em 23/08/23.

DUTENKEFER, E. Mapa topográfico do Sara Brasil (1930) sobreposto às imagens atuais de satélite do Google Earth. **Geosp – Espaço e Tempo** (Online), v.19, n. 1, p. 156-159, 2015. Disponível em: <https://www.revistas.usp.br/geosp/article/view/97395>. Acesso em 30/07/24.

EBC. Seca deixa verde as águas do rio Pinheiros, em São Paulo. Empresa Brasil de Comunicação, EBC. 2024. Disponível em: <https://tvbrasil.ebc.com.br/reporter-brasil-tarde/2024/09/seca-deixa-verde-aguas-do-rio-pinheiros-em-sao-paulo>. Acesso em 13/09/24

FIORAVANTI, C. Entre paredes de concreto. Mapas históricos exibem as transformações na forma e na função de rios encobertos por avenidas. Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo. **Pesquisa FAPESP**, 2013. Atualizado em 2019. Disponível em <https://revistapesquisa.fapesp.br/entre-paredes-de-concreto/>. Acesso em 10 ago 2022.

FRACALANZA, A. P.; CAMPOS, V. N. O.; JACOBI, P. Governança das águas da Região Metropolitana de São Paulo (Brasil – o caso do Comitê da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê). In: Jacobi P, Sinisgalli PA (org.). **Dimensões político institucionais da governança da água na América Latina e Europa**. São Paulo: Annablume, 2009, v. 2, pp. 57-81..

GERIBELLO, D. F. **Usina de Itatinga: a patrimonialização de uma hidrelétrica em operação. Estudos de Cultura Material**. Museu Paulista. Universidade de São Paulo. **Anais do Museu Paulista: História e Cultura Material**, vol. 26, p. 1-26, 2018.

GRANZIERA, M. L. M. Direito de Águas e Meio Ambiente. São Paulo, Editora Ícone, 1993, pp 22 e seguintes. In SANTILLI, J. F. R. A Política Nacional de Recursos Hídricos (LEI 9.433/97) e sua Implementação No Distrito Federal. **Revista da Fundação Escola Superior do Ministério Público, Distrito Federal e Territórios**. Brasília, Ano 9, v. 17, 2001, p. 144 – 179.

GRISPUM, G. R. **Metamorfose da várzea paulista – energia, saneamento e urbanização**. Dissertação de Mestrado – Faculdade de Arquitetura e Urbanismo da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014. 244 p.

INPE. **Catálogo 2019, Satélite CBERS4**. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. 2023. Disponível em: <http://www.dgi.inpe.br/catalogo/explore>. Acesso em 20/08/23.

KHRAN, F.S.; MACIEL, S.; DOURADO, T. M. **Transposição de águas e bacias – aspectos teóricos e conceituais**. Universidade Federal de Tocantins, 2003. Disponível em: http://docs.uft.edu.br/share/proxy/alfresco-noauth/api/internal/shared/node/zMgBb0hJTT66ATNUj2eaQ/content/transposicao_d_e_aguas_968.pdf. Acesso em 09 set 2022.

PERH. **Plano Estadual de Recursos Hídricos**. Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo. Governo do Estado

de São Paulo, 2023. Disponível em: <https://sigrh.sp.gov.br/corhi/planoestadualderecursoshidricos>). Acesso em 23/08/23.

SABESP/CHESS. Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. **Crise Hídrica, Estratégias e Soluções da SABESP para a Região Metropolitana do Estado de São Paulo.** 2015. Disponível em: https://site.sabesp.com.br/site/uploads/file/crisehidrica/chess_crise_hidrica.pdf. Acesso em 23/08/23.

SANTILLI, J. F. R. **A Política Nacional de Recursos Hídricos (LEI 9.433/97) e sua Implementação no Distrito Federal.** Revista da Fundação Escola Superior do Ministério Público, Distrito Federal e Territórios. Brasília, Ano 9, v. 17, 2001, p. 144 – 179.

SANTOS, G. R. **A transposição do Rio Itapanhaú e o Parque Estadual Restinga de Bertiooga: valoração econômica e justiça ambiental.** Trabalho de conclusão de curso de graduação (Engenharia Ambiental) – Instituto do Mar, Universidade Federal de São Paulo, Santos, 2021. 70 p.

SANTOS, G. R., TORRES, R. J. Transposição do Rio Itapanhaú e o Parque Estadual Restinga de BERTIOGA: impactos socioambientais e serviços ecossistêmicos hídricos. **Anais do II Congresso Brasileiro Interdisciplinar de Ciência e Tecnologia - CoBICET - Trabalho completo**

SANTOS, R. F. **Planejamento ambiental: teoria e prática.** São Paulo: Oficina de Textos; 2004. 150 p.

SEABRA, O. C. L. **Meandros dos rios nos meandros do poder: Tietê e Pinheiros, valorização dos rios e das várzeas na cidade de São Paulo.** 1. ed. São Paulo: Alameda, 2021.

SEABRA, O. C. L. O sistema Light e a representação social dos rios e várzeas. **Anais do II Simpósio Internacional Eletrificação e Modernização Social: A expansão da energia elétrica para a periferia do capitalismo.** Universidade de São Paulo, p. 27-29, 2013. Disponível em: <https://www.ub.edu/geocrit/II Simp-Eletr-SaoPaulo/OdetteSeabra.pdf>. Acesso em 24/08/2023.

SILVA, C. C.; BRITO, L. A. P. F.; SANTOS, A. P. Plano Estadual de Recursos Hídricos: Impactos na Região Metropolitana do Vale do Paraíba. **Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional**, G&DR. Taubaté, SP, v. 14, n. 3, p. 349-369, mai-ago/2018. Disponível em: <https://www.rbgdr.net/revista/index.php/rbgdr/article/view/3817>. Acesso em: 23/08/23.

TUNDISI, J.G.; TUNDISI, T. M. **Recursos hídricos no século XXI.** São Paulo: Oficina de Textos, 2011. 328 p.

CAPÍTULO 2

A transposição de águas na Bacia do Rio Itapanhaú: impactos ambientais, planejamento e governança regionais, sociedade civil e mobilização social

RESUMO

Diante da decisão do Governo do Estado de São Paulo de transpor águas da Bacia do Rio Itapanhaú, na Baixada Santista, para o Sistema Alto Tiete, na Metrópole paulista, este estudo busca tratar de alguns aspectos relacionados à legislação ambiental, à pesquisa técnico-científica e iniciativas de órgãos públicos, como o Ministério Público do Estado de São Paulo (MP/SP) e da sociedade civil, como a Associação de Combate aos Poluentes e a Associação de Consciência à Prevenção Ocupacional (ACPO) e, em especial, o Movimento Salve o Rio Itapanhaú (MSI) em prol da preservação e conservação da Bacia do Rio Itapanhaú. Ao analisar o Estudo de Impacto Ambiental e Relatório de Impacto Ambiental, EIA-RIMA, do empreendimento da Companhia de Saneamento Básico de São Paulo (SABESP) pesquisadores, órgãos públicos, a ACPO e o MSI apontaram várias lacunas e a pouca abrangência a respeito dos possíveis impactos ambientais negativos na Bacia do Rio Itapanhaú, no estuário, e no Parque Estadual da Restinga de Bertioga (PERB). Dessa forma, este capítulo, independente dos demais, mas complementar, parcialmente publicado em Resumo Ampliado (Abreu; Nunes, 2024), pretende tratar de alguns destes possíveis impactos ambientais e suas consequências, lado a lado com aspectos da legislação ambiental, que podem colocar em risco ecossistemas, a economia local e mesmo o abastecimento de água de Bertioga. A intrusão salina, o deslocamento do manguezal, a perda de espécies de fauna e flora, são algumas das alterações esperadas para a bacia a partir da captação de água a montante, consequências socioambientais e econômicas que alertam para a importância do planejamento e governança regionais com efetiva participação da sociedade civil.

Palavras-Chave: Captação e reversão de águas; Legislação ambiental; Licenciamento ambiental.

2.1. INTRODUÇÃO

Quando se pensa em meio ambiente e mudanças climáticas, em termos globais, a Agenda 2030 e os 17 Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODSs), com as respectivas metas para o desenvolvimento sustentável, da Organização das Nações Unidas (ONU), busca equilibrar três dimensões: a econômica, a social e a ambiental, com fins a proteger o meio ambiente, o clima, bem como erradicar a pobreza ao redor do mundo (ONU, 2016). No Brasil, importantes instrumentos legais foram instituídos com a Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), Lei 6938/81, de 31 de agosto de 1981, que criou o Sistema Nacional de Meio Ambiente (SISNAMA) e o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Dentre estes instrumentos estão várias diretrizes envolvendo o planejamento, gerenciamento e zoneamento ambiental, tais como a Avaliação de Impacto Ambiental (AIA), o Zoneamento Ecológico Econômico (ZEE), o Zoneamento Ecológico Costeiro (ZEEC) e o Licenciamento Ambiental, em que, dentre outras medidas, bacias hidrográficas passam a ser caracterizadas como unidades de planejamento (Santos, 2004).

Em sintonia com a legislação federal, a Política Estadual de Recursos Hídricos de São Paulo (Lei Estadual nº 7.663, de 1991), também adotou a bacia hidrográfica como uma unidade ecológica, paisagística, de planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos, tornando possível a promoção de ações dentro de contextos e não de forma isolada, fundamentadas em uma visão mais abrangente e em nível de ecossistemas (Tundisi; Tundisi, 2011). Desta forma, uma visão integrada permite identificar o espaço geográfico da bacia hidrográfica e seus recursos naturais para determinar todas as potencialidades de uso e ocupação, a capacidade de suporte e possíveis impactos e conflitos de interesse (Santana, 2003).

Em 2015, o Governo do Estado de São Paulo, no bojo do gerenciamento da Crise Hídrica dos anos 2013-2015, propôs a obra de “Aproveitamento da Bacia do Rio Itapanhaú para o Abastecimento da Região Metropolitana de São Paulo”. Este projeto da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) (privatizada em 2024) envolve a transposição de águas da Bacia do Rio Itapanhaú para alimentar o Sistema do Alto Tietê e conseqüente abastecer a Região Metropolitana de São Paulo. O projeto prevê a reversão de até 2,5 m³/s de água

(2500 litros de água por segundo) do Ribeirão Sertãozinho (Bacia do Rio Itapanhaú, Bertioga). Embora não tenha havido uma ampla caracterização ambiental (espacial e temporal) anterior à implantação do empreendimento, o Estudo de Impacto Ambiental e o Relatório de Impacto Ambiental (EIA-RIMA) indicam que são esperados impactos ambientais não significativos sobre as áreas da bacia com a captação e reversão de águas (CT/MSI, 2020). Contudo, pelo fato de a Bacia do Rio Itapanhaú estender-se sobre a Mata Atlântica e estar inserida em áreas preservadas e protegidas, em Unidades de Conservação (UCs) de Proteção Integral, como o Parque Estadual da Serra do Mar (PESM) e o Parque Estadual da Restinga de Bertioga (PERB), uma série de impactos ambientais negativos sobre os todos os ecossistemas são esperados.

A sociedade civil e órgãos públicos mobilizaram-se de diversas formas, com documentos técnicos e ações públicas e buscaram chamar a atenção para os possíveis impactos ambientais. A captação de águas à montante da bacia poderá ocasionar uma diminuição da vazão de água doce do Rio Itapanhaú, sendo assim esperados o aumento da salinização das águas e sedimentos à jusante (CT/MSI, 2020). A salinização na bacia poderá provocar alterações nos ecossistemas, especialmente, de restinga e no manguezal, e na dinâmica dos ambientes aquáticos da região estuarina, podendo interferir, por exemplo, na vegetação aquática. Em consequência, impactos sociais e econômicos nas comunidades locais são esperados (CT/MSI, 2020). A erosão das margens e assoreamento do rio (Marins *et al.*, 2003), apesar de o EIA-RIMA do empreendimento não considerar este fato, também podem ocorrer, o que tornaria a situação da região estuarina ainda mais preocupante.

2.1.1. Avaliação de Impacto Ambiental e o Licenciamento Ambiental

No Brasil, a PNMA, instituída pelo SISNAMA, por meio do CONAMA (Resolução nº 1, de 23 de janeiro de 1986), tornou obrigatórios a Avaliação do Impacto Ambiental (AIA), o Licenciamento Ambiental e a elaboração dos EIA-RIMA para uma série de atividades humanas que causem poluição e/ou degradação ambiental. No artigo 2º, III e IV, a PNMA preconiza, respectivamente, que o uso dos recursos ambientais pressuponha planejamento e fiscalização e que os ecossistemas sejam protegidos, e áreas representativas sejam preservadas.

Em 1988, a Constituição Federal, em seu artigo 225, estabeleceu que o ambiente ecologicamente equilibrado é essencial à saúde, à vida, é de uso comum de todos e que, portanto, deve ser preservado, cabendo ao poder público proteger e restaurar processos ecológicos que sejam essenciais (Brasil, 1998). Em consequência, a Floresta Amazônica brasileira, a Mata Atlântica, a Serra do Mar, o Pantanal Mato-Grossense e a Zona Costeira passaram a ser considerados patrimônios nacionais, com fins a preservar seus recursos naturais. A partir de então, constituições estaduais e leis orgânicas municipais gradativamente passaram a adotar estes princípios (Sanchez, 2020).

Com a Constituição Federal, o processo de licenciamento ambiental tornou-se ainda mais consolidado no Brasil, em especial com atos como o Decreto Federal nº 99.274/90 (regulamenta a Lei 6.902/81 e a Lei 6.938/81, que dispõem, respectivamente, sobre a criação de Estações Ecológicas e Áreas de Proteção Ambiental [APAs] e sobre a PNMA) e a Resolução nº 237/97 (revisa e complementa procedimentos e critérios utilizados para o licenciamento ambiental definindo os termos licenciamento ambiental, licença ambiental, estudos ambientais e impacto ambiental regional).

O Estudo de Impacto Ambiental (EIA) tem como objetivo garantir que projetos sejam viáveis em termos ambientais, propondo alternativas tecnológicas, com fins a evitar ou minimizar efeitos negativos em ambientes impróprios ou impactáveis. Dessa forma, como instrumento de política ambiental, o EIA-RIMA busca reduzir ou eliminar impactos de projetos, programas, planos ou políticas, além de disponibilizar informações para o público de forma que possa acompanhar e participar das decisões (Goulart; Callisto, 2003).

Segundo o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), impacto ambiental pode ser definido como:

[...] qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente resultante de atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetem a saúde (I), a segurança e o bem-estar da população; as atividades sociais e econômicas (II); a biota (III); as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente (IV) e a qualidade dos recursos ambientais (V) (CONAMA, 1986, p.922).

Dada a abrangência desta definição, para Franco (2001) o EIA-RIMA deveria ser elaborado antes e durante a confecção dos projetos dos empreendimentos que interferem no meio ambiente, sempre considerando a capacidade de resiliência dos ecossistemas em que estão inseridos. Desta forma, ficaria evidente a importância da realização de estudos de caracterização ambiental, como forma de avaliar as variações espaciais e temporais de fatores bióticos e abióticos dos ecossistemas para que alterações ambientais possam ser detectadas e medidas efetivas de recuperação ambiental serem estabelecidas. Assim, ao evitar distorções, os EIA-RIMA deixariam de representar uma etapa dos empreendimentos de mero cumprimento de formalidades burocráticas. Por fim, tudo poderia ser facilitado se o planejamento ambiental da área de estudo já estivesse contemplado nos planos regionais, macrozoneamentos ou planos diretores (Franco, 2001).

2.1.2. Zoneamento Ambiental: Zoneamento Ecológico-Econômico e Zoneamento Ecológico-Econômico da Zona Costeira

Em 2003, o Governo Federal criou a Política Nacional de Ordenamento Territorial (PNOT), visando a integração nacional do território brasileiro (Poletto, 2008). Assim, são instrumentos do ordenamento territorial, dentre outros, os planos diretores municipais, os planos municipais de conservação e recuperação da Mata Atlântica, os planos de manejo de UCs e os planos de bacia hidrográfica, visando a organização do uso e ocupação do solo e a sua gestão (MMA, 2023). No ordenamento territorial foca-se em uma visão abrangente do território, com ênfase em conjuntos espaciais mais amplos, como biomas, regiões, redes de cidades, etc., e em espaços de interesse estratégico ou com usos especiais, tais como UCs, terras indígenas, zonas de fronteira etc. (Moraes, 2005). Assim o ordenamento territorial visa evitar conflitos e a contraposição de diretrizes no que diz respeito às políticas públicas, que é uma visão diferente de quando se pensa unicamente na regulamentação do uso do solo (Moraes, 2005).

O zoneamento ambiental envolve o ordenamento territorial e devendo refletir a integração de várias áreas do conhecimento técnico-científico, como a geologia, a geografia, a ecologia, etc. Os levantamentos dos solos, relevo, rochas e minerais, das águas, do clima, da flora e fauna, dos componentes do estrato geográfico, das práticas sociais e econômicas fazem parte dos estudos para o conhecimento das

potencialidades dos recursos naturais. Quanto às fragilidades dos ambientes naturais, as relações intrínsecas entre os componentes físicos e bióticos, devem ser analisadas de forma integrada no planejamento territorial ambiental (Ross, 2006).

Em relação ao Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE), foi estabelecido como instrumento da PNMA, regulamentado pelo Decreto nº 4.297/2002 (GERCO, 2023). Tem como objetivo o planejamento e organização da ocupação do território de forma sustentável, com vistas a compatibilizar o crescimento econômico com a proteção dos recursos naturais (ZEE, 2012). Dessa forma, o ZEE pode vir a ser um grande instrumento de ordenamento territorial e do planejamento ambiental no Brasil, podendo identificar potencialidades e vocações do território (CETESB, 2022a).

O Decreto Estadual nº 58.996/2013, dispôs sobre o Zoneamento Ecológico-Econômico da Região Metropolitana da Baixada Santista (RMBS). A RMBS foi criada em 1996 e abrange 9 municípios: Bertioga, Guarujá, Santos, São Vicente, Cubatão, Praia Grande, Mongaguá, Itanhaém e Peruíbe. Em termos institucionais conta com a Agência Metropolitana da Baixada Santista (AGEM), o Conselho de Desenvolvimento da RMBS (CONDESB) e o Fundo de Desenvolvimento Metropolitano da Baixada Santista (FUNDO).

A AGEM fiscaliza a execução das leis que dispõem sobre as regiões metropolitanas, inclusive o Estatuto da MetrÓpole (Lei 13.089/2015) que tornou obrigatória a criação dos Planos de Desenvolvimento Urbano Integrado (PDUI) pelos estados para cada região metropolitana do país, um instrumento legal de planejamento e gestão metropolitana e regional, que deve servir de base para os planos diretores municipais. Na Baixada Santista, o PDUI, elaborado em 2017, incorporou o macrozoneamento do ZEE/BS, que já havia levado em consideração os planos diretores municipais e contou com a participação da sociedade civil, mas não de forma deliberativa. A minuta de projeto de Lei Complementar (LC) Estadual do PDUI foi aprovada pelo CONDESB, que a encaminhou ao governo do estado de São Paulo (Casa Civil), contudo, ainda não foi levado à Assembleia Legislativa do estado de São Paulo, ALESP, para aprovação, o que representa retrocesso no processo de planejamento e governança da região da Baixada Santista (Carrico; Saleme, 2018; Saleme *et al.*, 2021). Quanto à efetiva participação da sociedade civil no planejamento, tomada de decisão e fiscalização no CONDESB, passou a ser

garantida apenas a partir de agosto de 2021, em decisão do Tribunal de Justiça do Estado de São Paulo, em atendimento a mandado de injunção impetrado pela Procuradoria Geral de Justiça (AGEM, 2024; JUSBRASIL, 2021). Até então o conselho, de estrutura interfederativa, era composto somente por representantes do estado e da prefeitura. A governança da região deve, assim, tornar-se mais democrática, sem esquecer que deveria, também, contar com a participação da União para que haja o desenvolvimento integrado e sustentável da região, tendo em vista a importância do Porto de Santos, o que ainda não ocorre (Saleme *et al.*, 2021).

Com relação ao Zoneamento Ecológico-Econômico da Zona Costeira (ZEEC), foi estabelecido pelo Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro (PNGC I) (Lei 7.661/1988), ligado à Política Nacional de Recursos do Mar (PNRM, Lei 5.377/2005) e à PNMA, por meio do Decreto nº 5.300/2004 para atender as especificidades e peculiaridades da zona costeira (em 2023, o governo federal lançou o PNGC II). Estes planos estabelecem que a zona costeira é caracterizada pela transição entre ambientes terrestres e marinhos e que a diversidade peculiar destes ambientes, dentre os quais as regiões estuarinas, é frágil e deve receber a atenção especial do poder público. O Plano Estadual de Gerenciamento Costeiro (GERCO), de São Paulo, por sua vez, foi instituído em 1998, por meio da Lei Estadual 10.019/1998. Esta lei visa disciplinar e racionalizar a utilização dos recursos naturais da zona costeira, com fins a proteger as populações locais e os ecossistemas (ZEE/BS, 2013).

A respeito do mar territorial paulista está integralmente protegido desde 2008, com a criação, pelo Governo do estado de São Paulo, da Área de Proteção Marinha (APAM), uma UC de conservação da natureza de uso sustentável, que está dividida em três setores: Litoral Sul (APAMLS), Litoral Centro (APAMLC) e Litoral Norte (APAMLN) (Prates; Costa, 2021; PM APAMLC, 2019). No Plano de Manejo da APAMLC, aprovado somente em 2019, a necessidade de preservação e conservação da biodiversidade marinha e estuarina está enfatizada e no Zoneamento de Proteção Especial (ZPE), correspondente às UCs de proteção integral, os manguezais de trechos do rio Itapanhaú, localizados no Parque Estadual da Restinga de Bertioga, estão protegidos.

O Plano Diretor de Bertioga preconiza a preservação, proteção, valorização e recuperação dos patrimônios culturais, históricos, paisagísticos, arquitetônicos e artísticos (Título I, Dos Princípios e Objetivos, Capítulo III - Das Diretrizes, IX). A mesma legislação recomenda a criação de programas de proteção dos recursos hídricos de intervenções que possam vir a alterar a qualidade hídrica em quaisquer aspectos (Título V, Da Política Ambiental, Capítulo II - Da Qualificação Ambiental, VI). Contudo, não há nenhum detalhamento, regras ou diretrizes de como estes programas podem vir a ser desenvolvidos.

Já a Unidade de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (UGRHIs) da Baixada Santista coincide com a área da Região Metropolitana da BS, mas não com suas sub-bacias, como se vê abaixo (Figura 2.1)

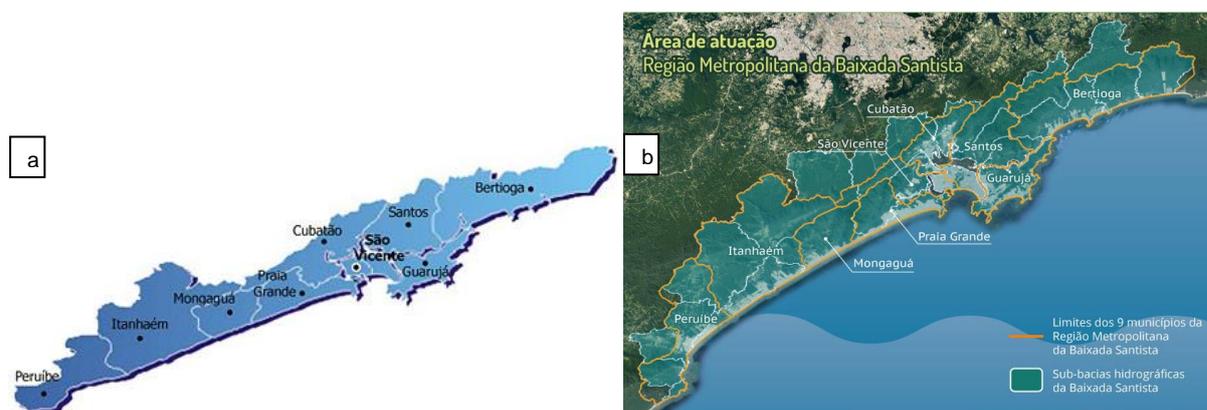


Figura 2.1. A Região Metropolitana da Baixada Santista (a), coincidente com a Unidades de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (UGRHIs) da BS (a) mas não com as sub-bacias (b). Fontes: EMTU (2024) e CBH/BS (2020).

Verifica-se, assim, que para o planejamento de regiões metropolitanas e zonas costeiras, transformações significativas na governança fazem-se necessárias para que se leve em conta a sustentabilidade dos ambientes costeiros e marinhos e as mudanças locais e globais. Várias escalas de governança ambiental e abordagem ecossistêmica devem ser adotadas (Gonçalves *et al.*, 2020). Para Loitzenbauer e Mendes (2001), o gerenciamento costeiro considera a unidade de gestão como sendo os limites dos municípios e não considera os sistemas físicos. Ao mesmo tempo, o gerenciamento hídrico, adota a bacia hidrográfica como unidade de gestão, sem considerar que o desague ocorrerá na costa, em um estuário. Apesar de instâncias administrativas do gerenciamento costeiro e dos recursos hídricos estarem separadas não é possível dissociá-las se considerados os sistemas

físicos (bacia hidrográfica, sistema estuarino e zona costeira). Neste contexto, a retirada de água doce a montante pode provocar uma maior intrusão do mar no continente e a disponibilidade de água para as populações costeiras e os ecossistemas especializados podem ficar comprometidos (Loitzenbauer; Mendes, 2001). É importante considerar também que as descargas urbanas, os efeitos gerais das atividades humanas e o potencial de eutrofização tornam as bacias hidrográficas e estuários de bacias costeiras vulneráveis (Tundisi; Tundisi, 2011). Observe-se que o Decreto 11.960/2024 regulamentou o Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), integrante do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos – SINGREH (criado pelo Decreto 3612/1998), da PNRH, sendo composto por representantes (50) do governo federal (ministérios), conselhos estaduais e distrital de recursos hídricos, setores usuários e organizações civis. O CNRH tem entre suas atribuições articular o planejamento de recursos hídricos com os planejamentos nacional, regionais, estaduais e dos setores usuários.

2.1.3. Mudanças Climáticas e Vulnerabilidade Costeira

A Política Nacional de Mudanças Climáticas, PNMC, Lei 12.187/2009, preconiza o desenvolvimento sustentável e a preservação e conservação dos recursos ambientais para a resiliência dos ecossistemas e a Lei 14.904/2024, com base na PNMC, estabelece diretrizes para a criação de planos de adaptação às mudanças climáticas, dentre as quais a gestão e redução de riscos climáticos. Assim, um novo Plano Nacional deve estar para ser publicado. Já a Política Estadual de Mudanças Climáticas, PEMC, Lei 13.798/2009, endossa a PNMC, enfatiza a importância da Educação Ambiental e considera o ZEE, que identifica potenciais e vocação de um território, importante instrumento para o planejamento ambiental sustentável.

A crise climática traz desafios que implicam em transformações necessárias e urgentes. As cidades, em geral, vulneráveis, sentem os impactos negativos de eventos climáticos extremos e a população vê-se exposta a agravamentos de riscos (CETESB, 2022b). As vulnerabilidades relacionadas aos processos hidrodinâmicos, como as inundações, alagamentos e ressacas podem ser exacerbadas com o aumento do nível do mar. Além do mais, restingas e manguezais, protetores naturais de ressacas e erosões costeiras, vem sendo eliminados com os processos de

urbanização, agravando ainda mais as consequências locais para eventos climáticos extremos. Desta forma, o conhecimento detalhado sobre os processos ecológicos que regem ambientes costeiros, bem como seu monitoramento sistemático, em especial durante a atuação de eventos extremos, devem ser projetos prioritários, devendo estar associados à preservação, manutenção e implantação de cobertura vegetal (CETESB, 2022b).

Quanto à erosão costeira das praias paulista, Gouveia (2022) enfatiza a necessidade de, entre outras medidas, monitoramentos sistemáticos de processos oceanográficos, geológicos e geomorfológicos que ocorrem nas praias, em especial, durante a atuação de eventos extremos (tempestades e ressacas), dentre outras.

No início de 2023, o litoral paulista pôde vivenciar eventos extremos que levaram o caos à região, diante de índices pluviométricos chegando a quase 700 mm em alguns locais, num período inferior a 24 h (683 mm em Bertioga, em 9h), levando graves consequências para a população e economia da região (Vicenzo; Rodrigues, 2023). Já no mês de julho de 2023, a temperatura média no Brasil ficou acima da média histórica em 1,04° C, sendo este (desde 1961) o julho mais quente do país (INMET, 2023). De acordo com Bulhões (2020), alertas em relação à vulnerabilidade das comunidades e ecossistemas costeiros frente às mudanças climáticas têm sido dados há três décadas, em especial, com relação ao aquecimento global, absorção de calor pelos oceanos, aumento do nível do mar e da altura e potência das ondas.

Em 2024, diante da enorme seca e incêndios vividos pelo país, discute-se no Governo Federal a criação do novo marco regulatório “Emergência Climática”, que precisará ser aprovado pelo Congresso Nacional (Agência SENADO, 2024).

2.2. OBJETIVOS

2.2.1. Objetivo geral

O objetivo deste trabalho é realizar uma análise crítica, a partir de aspectos legais e ecológicos, da cronologia dos fatos e decisões sobre a proposição e licenciamento ambiental do empreendimento de transposição de águas na Bacia do Rio Itapanhaú e da mobilização e iniciativas da sociedade civil e órgãos públicos em relação aos potenciais impactos ambientais negativos.

Esta análise está embasada na legislação ambiental brasileira e em argumentos técnicos, científicos e jurídicos em torno da preservação e conservação dos recursos hídricos e do uso sustentável da Bacia do Rio Itapanhaú, haja visto os possíveis impactos ambientais negativos associados à transposição de águas na bacia. Espera-se com isso trazer contribuições importantes para o entendimento dos conflitos socioambientais relacionados ao aproveitamento de águas na bacia.

2.2.2. Objetivos específicos

Foram definidos os seguintes questionamentos norteadores desta pesquisa, que caracterizam os objetivos específicos:

1) Qual é a cronologia dos fatos e decisões relacionada ao projeto de “Aproveitamento da Bacia do Rio Itapanhaú para o Abastecimento da Região Metropolitana de São Paulo”?

2) Como a questão do aproveitamento de águas da Bacia do Rio Itapanhaú pode ser discutida quanto à legislação referente ao planejamento e governança regionais, licenciamento ambiental e à AIA?

3) Como a Sociedade Civil e órgãos públicos se mobilizaram e que iniciativas tomaram em vista dos impactos ambientais negativos previstos?

4) Quais os potenciais impactos ambientais negativos na Bacia do Rio Itapanhaú, considerando seus processos ecológicos, sua biodiversidade, seus serviços ecossistêmicos, a preservação, a conservação e o uso sustentável dos recursos hídricos, frente a captação e reversão de suas águas?

2.3. MATERIAIS E MÉTODOS

2.3.1 Caracterização da Área de Estudo

A Bacia do Rio Itapanhaú localiza-se entre os municípios de Biritiba Mirim (Planalto e escarpas da Serra do Mar) e Bertioga (Baixada Santista, São Paulo), sendo que neste último município encontra-se grande parte de sua extensão (na planície costeira). Possui área de drenagem de cerca de 395 km², em que as nascentes de vários de seus afluentes localizam-se em áreas de maiores elevações na Serra do Mar. O Rio Itapanhaú possui extensão de 40 km (Bertioga, 2022),

largura média de 460 m, com profundidades que variam entre 3 a 15 metros (Harari, 2021), sendo considerado o rio mais extenso do litoral de São Paulo. A região estuarina da bacia é fortemente influenciada por águas marinhas, devido à variação diária de marés, formando um gradiente de salinidade na água e no sedimento (Nunes, 2020). O Rio Itapanhaú é formado pelos Ribeirão Guacá e Ribeirão Sertãozinho (que nascem no município de Biritiba Mirim), sendo que será neste último que a captação e reversão de águas será feita (Figura 2.2).

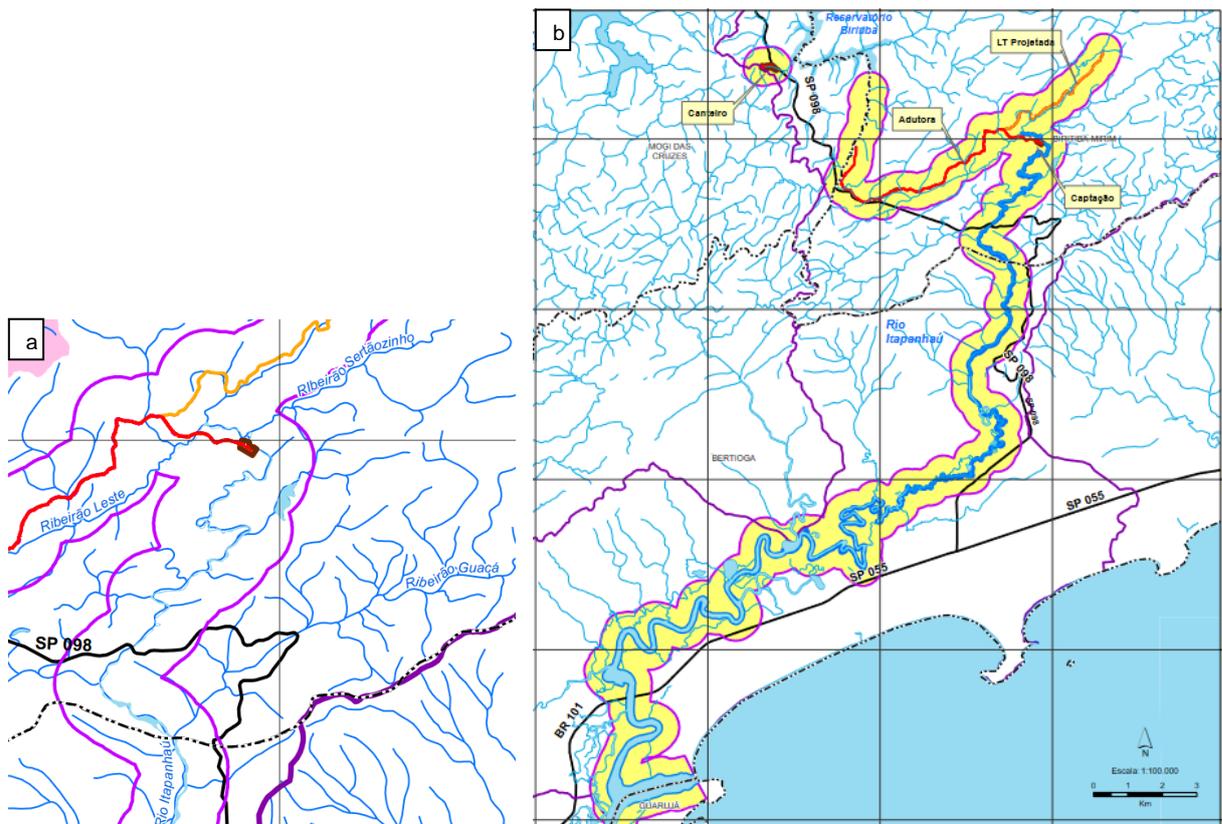


Figura 2.2. Ribeirão Sertãozinho, Ribeirão Guacá e o Rio Itapanhaú, em detalhe (a) e Área de Intervenção Direta e a Área Diretamente Afetada do empreendimento, em amarelo e vermelho, respectivamente (b). Fonte: SABESP e PRIME (2015a) SABESP e PRIME (2015b).

A Bacia do Rio Itapanhaú estende-se pelo Bioma Mata Atlântica, domínio morfoclimático ou domínio de paisagem dos “Mares de Morros” ou “Tropical Atlântico”, em áreas tropical-atlânticas florestadas biodiversas, abrangendo as escarpas tropicais da Serra do Mar, com a maior precipitação pluviométrica média do país nas bordas do Planalto Atlântico paulista (Ab'Saber, 2007). Inclui nas abrangências de sua área o PESH, o PERB (Figura 2.3), UCs Proteção Integral, Reservas Particulares de Proteção do Patrimônio Natural (RPPN), tais como

Hercules Florence 1 e 2, Costa Blanca, Ecofuturo e Parque das Neblinas, localizada entre Bertioga e Mogi das Cruzes), a Terra Indígena Ribeirão Silveira, Reservas da Biosfera (Mata Atlântica) e a Área de Proteção Ambiental Marinha do Litoral Centro (APA Marinha Centro). Vale dizer que a Serra do Mar é Área Natural Tombada (ANT) pelo Conselho de Defesa do Patrimônio Histórico, Arqueológico, Artístico e Turístico (CONDEPHAAT) por possuir grande valor geológico, geomorfológico, hidrológico e paisagístico, com capacidade de regular os recursos ambientais, incluindo os hídricos entre o litoral e o Planalto Atlântico (PERB, 2018). Afirma Ab'Saber (1977, p. 3): “a Serra do Mar é ao mesmo tempo a reserva de Biosfera, grande reserva ecológica, área obrigatória para a da erosão de encostas e para o impedimento da poluição sedimentária das águas costeiras e colmatagem dos estuários e sítios portuários do litoral, além de reconhecido filtro para proteção das condições ambientais, entre as aglomerações urbanas da Baixada Santista e Planalto Paulistano”. Quanto ao PERB, a Resolução 005/24, da Secretaria Estadual de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística (SEMIL), descreve procedimentos preparatórios para as alterações de seus limites, com acréscimos de áreas e algumas pequenas exclusões.

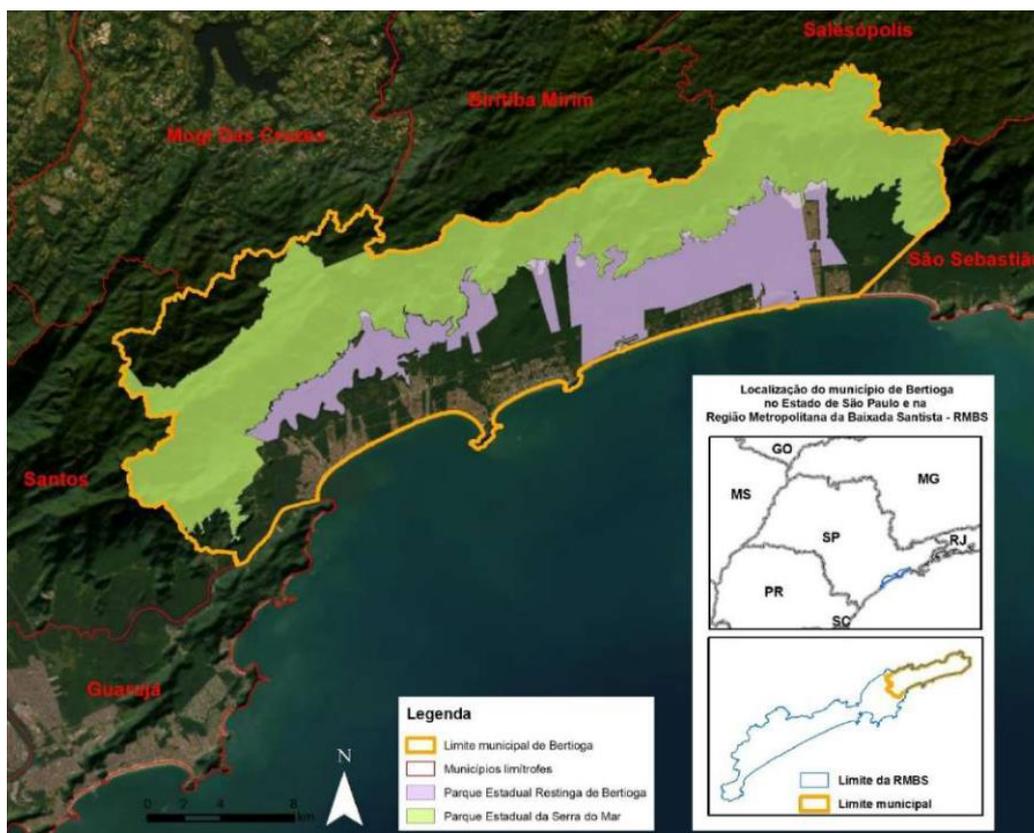


Figura 2.3. O município de Bertioga, o Parque Estadual da Serra do Mar (PESM) e o Parque da Restinga de Bertioga (PERB). Fonte: IPT (2024).

Nas UCs, RPPNs e ANTs há grande biodiversidade e endemismo em muitos grupos de plantas (Varjabedian, 2010). No Plano de Manejo (PM) do PERB, estão descritas diferentes associações vegetacionais e fitofisionomias da Mata Atlântica, tais como: a) Floresta Ombrófila Densa Submontana (altitude entre 50 e 500 m, inclui a Floresta de Encosta); b) Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (altitudes entre 5 e 50 m, incluem a Floresta de Encosta, Floresta de Transição Restinga-Encosta, Floresta Alta de Restinga, Floresta Baixa de Restinga); c) Floresta Ombrófila Densa Aluvial (incluem a Floresta Aluvial, a Floresta Alta de Restinga Úmida e a Floresta Paludosa); d) Formação Pioneira com Influência Flúvio-Marinha (incluem a Formação Pioneira com Influência Flúvio-Marinha Arbórea – manguezal, a Formação Pioneira com Influência Flúvio-Marinha Arbustiva – vegetação herbácea e manguezal e a Formação Pioneira com Influência Flúvio-Marinha Herbácea - macrófitas aquáticas estuarinas); e) Formação Pioneira com Influência Marinha (incluem a Formação Pioneira com Influência Marinha Herbácea e a Formação Pioneira com Influência Marinha Arbustiva; f) Formação Pioneira com Influência Fluvial e ou Lacustre Herbácea (macrófitas aquáticas de águas

oligohalinas e doces). Apresenta flora nativa, com espécies ameaçadas de extinção, flora exótica e invasora

Quanto às fitofisionomias da Bacia do Itapanhaú que se estende pelo PERB, segundo o PM, estão descritos o Manguezal, a Floresta de transição Restinga-Encosta (da Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas), a Floresta Paludosa, a Floresta Alta de Restinga Úmida e a Floresta Aluvial (da Floresta Ombrófila Densa Aluvial).

Quanto à fauna, dispõe de diversas espécies de peixes de água doce, estuarinos e costeiros (ictiofauna), anfíbios, mamíferos e reptéis (vertebrados terrestres), aves (avifauna), além das espécies de invertebrados (intertidais), crustáceos (carcinofauna), borboletas, abelhas, espécies migratórias, endêmicas, raras, ameaçadas de extinção, exóticas e ameaçadas de sinantropia (indicadoras de degradação), espécies indicadoras de boa conservação, espécies sob pressão da caça e pesca e as de interesse da saúde pública (PERB, 2018). De acordo Varjabedian (2010), há muitas espécies ainda não registradas na Mata Atlântica. A multiplicidade de habitats possibilita a riqueza de fauna, de predadores de topo (ameaçados ou quase ameaçados de extinção), como a onça-pintada, à carcinofauna naturalmente associada aos rios costeiros e estuários, como camarões e caranguejos (São Paulo, 2014; CT/MSI, 2020).

2.3.2. Coleta e análise de dados

Esta pesquisa é do tipo qualitativa, com análise documental de alguns aspectos da legislação ambiental brasileira relacionada à Avaliação de Impacto Ambiental, ao Licenciamento Ambiental e ao Zoneamento Ambiental, além do Planejamento Ambiental e Territorial. Este estudo também valeu-se de pesquisas e estudos técnicos e científicos, de documentos jurídicos e de iniciativas de órgãos públicos como o MP/SP e a Justiça Estadual, e da sociedade civil, como a ACPO e, em especial, do MSI e o documento técnico produzido por este movimento em Colaboração Técnica (CT/MSI), de 4 de setembro de 2020. Buscou-se traçar uma cronologia de fatos e decisões que culminou com o início das obras para a transposição das águas da bacia do rio Itapanhaú.

Os dados foram produzidos e analisados em três frentes principais:

- Legislação Ambiental.

- Preservação, conservação ambiental e uso sustentável: a paisagem, o planejamento ambiental e territorial e as UCs.
- Levantamento de potenciais impactos ambientais negativos, com ênfase em serviços ambientais, manguezal, vegetação ripária e aquática, intrusão salina e biodiversidade.

2.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.4.1. Cronologia dos fatos e decisões da proposição do empreendimento e licenciamento ambiental

O PERB foi criado em dezembro de 2010, mas seu Plano de Manejo só foi publicado oito anos mais tarde, em dezembro de 2018 (Quadro 2.1). Neste lapso de tempo, entre 2010 e 2018, ocorreu a crise hídrica no Estado de São Paulo de 2013-2015, especialmente na Região Metropolitana de São Paulo (Figura 2.4). Neste momento, o Governo do Estado de São Paulo decidiu, dentre outras medidas, transpor águas da Bacia do Rio Itapanhaú para o Sistema Alto Tietê.

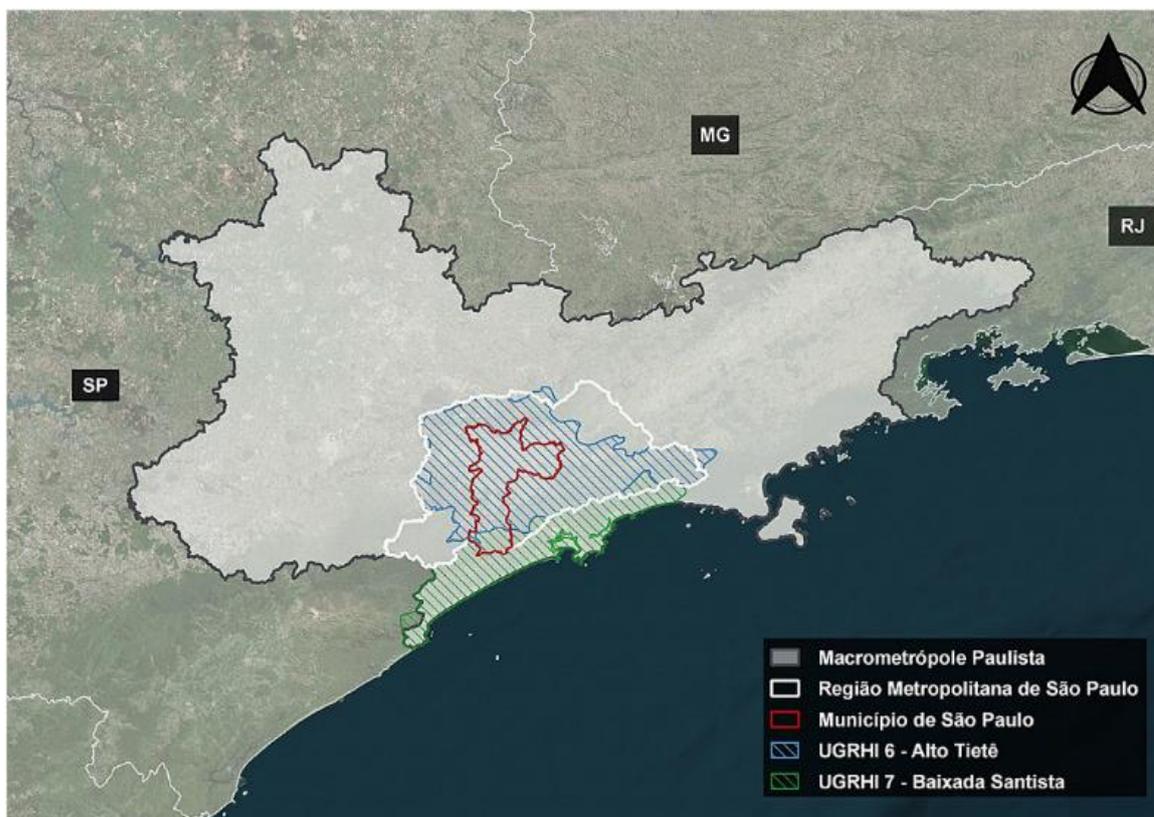


Figura 2.4. Macrometrópole Paulista com o Município de São Paulo e sua Região Metropolitana e as Unidades Hidrográficas de Gerenciamento de Recursos Hídricos, UGRH, do Alto Tietê e da Baixada Santista. Fonte: Momm *et al.* (2020).

Em novembro de 2015, a SABESP protocolou junto à CETESB, o EIA/RIMA para o empreendimento de transposição, elaborado pela SABESP e PRIME ENGENHARIA. No mesmo ano ocorreram audiências públicas para debater a captação e reversão de águas. No ano seguinte, em 2016, o Conselho Municipal de Defesa do Meio Ambiente (COMDEMA), de Bertioga, aprovou a autorização para o licenciamento do empreendimento. Neste mesmo ano, em fevereiro de 2016, o Comitê de Bacia Hidrográfica da Baixada Santista (CBH-BS) deliberou (Deliberação CBH/BS nº 302/2016) em favor da implantação do projeto, mas com algumas recomendações, dentre as quais:

[...] a realização de monitoramento permanente da vazão a montante e a jusante da captação com dados transmitidos por telemetria que garantam o conhecimento e manutenção da vazão mínima à jusante, com transmissão 'online' ao CBH-BS (CBH/BS, 2016, local. 8).

O Plano de Monitoramento do Baixo e Médio Itapanhaú passou a ser desenvolvido pela SABESP a partir do atendimento da condicionante ambiental 1.33

da Licença Prévia (LP) 2507/2016, emitida pela CETESB (para salinidade são 4 pontos, para precipitação e nível médio, 6 pontos) (SABESP, 2024). No início de 2017, o Grupo de Atuação Especial de Defesa do Meio Ambiente da Baixada Santista (GAEMA/BS), do MP/SP, solicitou a suspensão do processo de licenciamento, em pedido de Tutela de Urgência e no mesmo ano, em abril de 2017, o Tribunal de Justiça de São Paulo (TJ/SP) suspendeu o processo de licenciamento. Contudo, no mês de dezembro de 2017, o mesmo tribunal reverteu a decisão e concordou com o prosseguimento do processo de licenciamento do empreendimento (em Agravo de Instrumento). Entre o mês de dezembro de 2017 e janeiro de 2018, a sociedade civil criou o Movimento Salve o Rio Itapanhaú (MSI). Logo em seguida, ainda em janeiro de 2018, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, CETESB, concedeu a licença ambiental prévia para o projeto de transposição do Rio Itapanhaú. Também em janeiro de 2018, o COMDEMA, de Bertioga, revogou a aprovação de autorização para o licenciamento da obra. Já no mês de abril de 2018, a população se reuniu em vários eventos nas ruas e ao longo do Rio Itapanhaú em protesto contra a transposição de águas. No mês seguinte, em maio de 2018, ocorreu a audiência pública na Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo (ALESP) para debater a transposição da Bacia do Rio Itapanhaú. Em 27 de agosto de 2018, o GAEMA/BS, do MP/SP, com o apoio da Procuradoria do Município de Bertioga, promoveu a Ação Civil Pública nº 1000632-85.2017.8.26.0075 solicitando a paralisação do licenciamento ambiental da transposição de águas da Bacia do Rio Itapanhaú (JUSBRASIL, 2018). Ainda no mesmo ano, em 15 de dezembro de 2018, a Associação de Combate aos Poluentes e a Associação de Consciência à Prevenção Ocupacional (ACPO) protocolou Representação junto ao MP/SP solicitando também a paralisação do empreendimento.

Em 2020, entre os meses de junho e setembro, o MSI promoveu um Ciclo de Webinários com pesquisadores e especialistas para divulgar e repercutir os possíveis impactos ambientais negativos da transposição, por meio das redes sociais (Facebook e Youtube). Já em outubro de 2020, o Greenpeace Brasil coordenou uma Ação de protesto nos manguezais do Rio Itapanhaú contra a transposição. Em fevereiro de 2020, a CETESB concedeu a licença ambiental para a instalação do canteiro de obras do empreendimento e, em outubro de 2021, as obras tiveram início (Quadro 2.1).

Quadro 2.1. Cronologia dos fatos e decisões envolvendo a proposição, licenciamento ambiental e aprovação do empreendimento de transposição de águas na Bacia do Rio Itapanhaú.

Mês/Ano	Fatos e decisões
12/2010	Criação do Parque Estadual da Restinga de Bertioga (PERB)
11/2015	EIA/RIMA protocolado na CETESB, elaborado pela SABESP/PRIME ENG. para o projeto “Aproveitamento da Bacia do Rio Itapanhaú para o Abastecimento da Região Metropolitana de São Paulo”
2015	Audiências públicas debatem a transposição de águas da bacia do Itapanhaú
2016	COMDEMA de Bertioga aprova autorização para o licenciamento da transposição
02/2016	CBH-BS aprova implantação do projeto de captação e reversão de águas, mas com várias recomendações, dentre as quais o monitoramento das águas do Rio Itapanhaú (Deliberação CBH/BS nº 302/2016)
2017	GAEMA/BS, do MP/SP, pede a suspensão do processo de licenciamento, em pedido de Tutela de Urgência
04/2017	TJ/SP suspende processo de licenciamento
12/2017	TJ/SP decide pelo prosseguimento do processo de licenciamento do empreendimento (Agravo de Instrumento)
2017/2018	Criação do Movimento Salve o Rio Itapanhaú (MSI)
01/2018	Concessão de licença ambiental prévia do projeto pela CETESB
01/2018	Revogação da autorização para o licenciamento da obra pelo COMDEMA
04/2018	Manifestação popular nas ruas e rio contra a transposição
05/2018	Audiência pública debate a transposição na ALESP
08/2018	GAEMA/BS, do (MP-SP) promove Ação Cível Pública nº 1000632-85.2017.8.26.0075
12/2018	ACPO protocola Representação junto ao MP/SP para paralisação do empreendimento
12/2018	Divulgação do PM do PERB onde parte da Bacia do Itapanhaú está inserida
02/2020	Concessão de licença ambiental para a instalação do canteiro de obras do projeto pela CETESB
07/2020	Decisão Interlocutória na Ação Civil Pública do MP/SP pede para que a FF realize a avaliação do empreendimento à luz do regramento do PM do PERB
06 a 09/2020	Ciclo de Webinários do MSI com pesquisadores e especialistas para divulgar e repercutir possíveis impactos negativos decorrentes do projeto de transposição nas redes sociais (Facebook e Youtube)
09/2020	Colaboração Técnica (CT) do MSI tendo em vista Decisão Interlocutória do MP/SP sobre possíveis impactos ambientais negativos do empreendimento no PERB
10/2020	Ação de protesto contra a transposição nos manguezais do Rio Itapanhaú promovida pelo Greenpeace Brasil
10/2021	Instalação do canteiro de obras do empreendimento
02 a 11/2022	Paralisação arbitrária das obras por abandono da contratada e rescisão contratual unilateral (CONDEMA, 2023)
03/2022	Realização de visita ao local das obras pelos conselheiros do CONDEMA, MSI, e representantes dos Parques Estaduais (CT/MSI, 2022; Facebook, 2022).
2023	Previsão de nova licitação no 1º semestre para retomada das obras de transposição, a ser reiniciada no 2º semestre de 2023 (CONDEMA, 2023)
08/2023	Circuito Itapanhaú - Exibição do Documentário “Itapanhaú” pelo Greenpeace para as comunidades locais de Bertioga (Cassio, 2023).
07/2024	Denúncia do MSI sobre o aumento da turbidez da água no encontro entre os Ribeirões Sertãozinho e Rio Guacá, após as obras de instalação do empreendimento (Facebook, 2024)

É importante notar que em 06 de julho de 2020, em Decisão Interlocutória no âmbito da Ação Civil Pública do MP/SP, o TJ/SP – Comarca de Bertioga, oficiou a FF e o Conselho Consultivo do PERB para analisarem os impactos do empreendimento à luz do PM do PERB (CT/MSI, 2020). Ou seja, como dito acima, os estudos para o EIA-RIMA e a concessão da licença prévia do empreendimento pela CETESB (2015) foram realizados 3 anos antes da publicação do PM (2018) do parque. Segue abaixo texto da decisão (referida acima):

Conforme decisão ministerial de pp. 3433/3438, oficie-se a Fundação Florestal para que realize a avaliação do empreendimento à luz do regramento do plano de manejo do Parque Estadual de Restinga de Bertioga, consignando que o respectivo parecer deve ser elaborado por equipe técnica e não apenas pela assessoria, principalmente aqueles que participaram da elaboração do Plano de Manejo, consultando-se o Conselho Consultivo do Parque Estadual de Restinga de Bertioga, através de análise de sua câmara técnica de avaliação de empreendimentos (CT/MSI, 2020, local. 2).

A partir desta solicitação o MSI elaborou um estudo, uma Colaboração Técnica (CT) com 10 analistas, dentre os quais biólogos, oceanógrafos, engenheiros florestais e zoólogo que foi colocado à disposição do Comitê Técnico para empreendimentos do Conselho Consultivo do PERB, com fins a subsidiá-lo e lançar luz sobre potenciais impactos negativos da transposição de águas da Bacia do Rio Itapanhaú. Neste documento, além do PM do PERB, o MSI também tratou de aspectos do EIA-RIMA, que serão abordados a seguir.

É importante frisar aqui a relevância da mobilização da sociedade civil. No caso do MSI, é indiscutível sua importância ao criar um documento, a CT/MSI (2020), com fundamentações técnicas importantes em defesa do rio Itapanhaú, como se verá, promoveu videoconferências no Youtube e Facebook com pesquisadores e especialistas e uniu-se ao Greenpeace e à comunidade local para manifestações de rua em prol da preservação, conservação e uso sustentável do rio.

2.4.2. Avaliação de impacto ambiental

Sendo um instrumento de política pública ambiental, a AIA sobre projetos e empreendimentos tem a função de auxiliar na tomada de decisão, na elaboração e planejamento de projetos, na negociação social e na formulação da gestão ambiental. O ideal seria que a AIA estimulasse a análise de questões ambientais

desde o início da concepção dos projetos, apesar das enormes pressões sofridas pelos governantes por parte da iniciativa privada. A sobrecarga sobre os ecossistemas e/ou sociedade e a vulnerabilidade do meio são importantes características que devem ser levantadas e, conforme aponta o autor, estabelecer o nível de vulnerabilidade do meio pode ser difícil e, dessa forma, muitas vezes é mais fácil estabelecer a necessidade de proteger recursos ambientais e culturais pela importância ecológica ou valor cultural. A AIA deve identificar consequências futuras, por meio de métodos dedutivos e indutivos de hipóteses, e, essencialmente, fazer a previsão de impactos por meio de procedimentos complexos, com a aplicação de métodos e técnicas científicas de forma sistemática. O EIA do projeto deve indicar com clareza os impactos significativos e justificar esta conclusão. Para tal é importante relacionar o valor/importância do recurso natural ou cultural em questão com a dimensão do impacto (Sanchez, 2020).

O Rio Itapanhaú é um rio costeiro, que exerce um importante papel para o sistema estuarino. Para Tundisi e Tundisi (2011), sistemas aquáticos são complexos, com interdependência de fatores físicos, químicos e biológicos e interações com a bacia hidrográfica e a climatologia. Os impactos nos ecossistemas de água doce dependem de muitas variáveis, pois cada sistema é único (Tundisi; Tundisi, 2011). Quando se considera uma bacia costeira, é necessário que se leve em conta os prováveis impactos na região estuarina, pois ambos, estuário e rio costeiro, estão associados e interagem de forma dinâmica. De acordo com Nicolodi (2009), nas interações entre zona costeira e bacias hidrográficas, fluxos hidrológicos de água doce, sedimentos e substâncias dissolvidas formam um contínuo fluvial-marinho costeiro. Estuários são ambientes de transição, têm grande valor ecológico e econômico, sendo a principal característica a mistura de água doce e salgada. Dessa forma, a salinidade, menor à montante e maior na desembocadura do rio, determina como as comunidades biológicas estarão distribuídas no estuário e também as atividades econômicas que serão aí desenvolvidas (Loitzenbauer; Mendes, 2001).

No caso do Rio Itapanhaú, o contexto da bacia hidrográfica como um todo, de forma ampla e detalhada em relação às peculiaridades dos ecossistemas e sua dinâmica deixou a desejar. O diagnóstico ambiental deveria ter abrangente em relação ao meio físico, biótico, social, econômico e cultural, com levantamento de

dados primários, o que, caso tivesse ocorrido poderia ter alterado a abordagem do EIA-RIMA. Além do mais, os agravantes das mudanças climáticas não foram apresentados ou desenvolvidos.

2.4.3 Conservação ambiental e uso sustentável

2.4.3.1. A Paisagem e o planejamento territorial

Flora e a fauna ameaçadas de extinção; ecossistemas que dispõem de funções ecológicas significativas tais como áreas úmidas, dentre as quais, os manguezais; as áreas protegidas, como as unidades de conservação, e instrumentos do planejamento dos territórios, dentre os quais zoneamentos e planos diretores são contemplados pela legislação ambiental e territorial (Sanchez, 2020). Paisagens notáveis, naturais ou culturais também podem ser protegidas e a Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (UNESCO), em 1977, estabeleceu critérios para reconhecer os valores universal, estético, ecológico e científico das paisagens (Furlan, 2018). Ab'Saber (1977) propôs uma política de proteção do universo paisagístico e ecológico do Estado de São Paulo para a preservação de diferentes mostras dos diferentes ecossistemas, tais como as Serra do Mar e de Paranapiacaba, que acabaram por ser tombadas na década de 1980. Segundo Furlan (2018), o tombamento da Serra do Mar permitiu a incorporação da ideia de uma memória ambiental de uma região, com suas formas, suas hidrografias, seus ecossistemas e seu arranjo socioespacial. Não houve desapropriação de terra, mas intervenção quanto ao uso do território, o que foi inovador (Furlan, 2018).

Ao pensar e promover a proteção da paisagem, o planejamento territorial pode se dar de forma mais integradora, justa e diversificada, sendo importante a não separação entre o natural e o cultural, evitando-se a fragmentação de áreas, a perda de conectividade e biodiversidade. A herança biogeográfica deve ser preservada. O valor paisagístico está ligado ao suporte do relevo, associado à dinâmica dos processos biológicos de cobertura. Assim, quando se protege um bem natural tombado, protege-se processos que formam e mantêm este sistema (o Estado de São Paulo ainda não inventariou suas paisagens) (Furlan, 2018).

Quanto às paisagens do espaço geográfico do PERB, ainda não estão descritas no Plano de Manejo, mas, de acordo com a CT/MSRI (2020), seria importante que descrições paisagísticas da fitofisionomia da Mata Atlântica fossem feitas, em especial das matas junto aos corpos d'água.

2.4.3.2. As Unidades de Conservação

O conceito de ambiente é importante para o planejamento e gestão ambiental, sendo amplo, multifacetado e maleável (Sanchez, 2020). Inclui tanto a natureza como a sociedade, implica em perspectivas diversas e pode ter um caráter amplo ou reduzido. O ambiente é dinâmico, com fluxo de energia e matéria, relações intra e interespecíficas e estudá-lo significa entender as ações humanas nos processos em que ocorrem sistemas socioecológicos (Sanchez, 2020).

A proteção da paisagem das UCs está a cargo do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC). Contudo, esta proteção não abarca as ANTs e sua paisagem conta apenas com a defesa de órgão de proteção patrimonial como o CONDEPHAAT (Furlan, 2018).

O MSI salienta que a obtenção da Licença Prévia para o empreendimento, em janeiro de 2018, ocorreu anteriormente à publicação, em dezembro de 2018, do PM para o PERB, uma UC de Proteção Permanente que havia sido criada em 2010. A CT/MSI afirma que há conflitos entre o empreendimento e os ecossistemas e as comunidades associados à UC. Segundo a CT/MSI, ao criar o PERB, o estado agiu para proteger a biodiversidade, os recursos hídricos, para manter o corredor biológico entre os ambientes marinho-costeiros, a restinga e a Serra do Mar, formando um contínuo biológico para garantia da permanência dos processos ecológicos, dos fluxos gênicos e serviços ecossistêmicos. Considerando que a literatura estabelece que longitudinalmente os corpos d'água são conectados em uma bacia, toda a Bacia do Rio Itapanhaú deveria estar inserida no PERB, o que não ocorre (CT/MSI, 2020). Chama a atenção o fato de o PM do PERB prever em seu escopo a realização de obras como a do empreendimento de transposição de águas, o que para a CT/MSI (2020) é incompreensível.

2.4.4 Potenciais impactos ambientais e o uso sustentável

2.4.4.1. O Manguezal

Em 5 de junho de 2024, o Governo Federal, por meio do Decreto 12.045, instituiu o Programa Nacional de Conservação e Uso Sustentável dos Manguezais do Brasil, o ProManguezal. Este programa busca conservar e recuperar os manguezais e suas feições indissociáveis que são o lavado, o bosque de mangue e o apicum, além da biodiversidade deste ecossistema. Sua importância, dentre outras, no contexto das mudanças climáticas, está na enorme capacidade de captura de carbono da atmosfera e estocagem no solo e também de proteção da costa (Manguezais Cariocas, 2024).

Na Resolução 303/2002, o CONAMA trata das Áreas de Preservação Permanente (APP), estabelece a proteção da vegetação ripária, do Manguezal e da Restinga, e estabelece que o poder público e particulares têm a obrigação de preservar a biodiversidade, em especial, a flora, a fauna, os recursos hídricos, as belezas naturais, além do equilíbrio ecológico (CONAMA, 2012). A CT/MSI (2020) considera que um dos impactos negativos mais significativos da diminuição da vazão de água doce do Rio Itapanhaú se encontra no Manguezal, no comprometimento de sua função ecológica de berçário de fauna e flora e de todos os outros serviços ecossistêmicos que oferece, como proteção tanto do solo contra erosões como da costa por se constituir em ser uma barreira natural (Figura 2.5).



Figura 2.5. O manguezal e alguns de seus serviços ecossistêmicos, como a proteção da costa.

Fonte: Conexão Oceano (2021).

Na Representação ao MP para paralisação do empreendimento, a ACPO (2018) salienta que a retirada de 2,5 m³/s da Bacia do Itapanhaú, que possui um ecossistema extremamente sensível, para adicionar 1,1 % ao Sistema Alto Tietê, não justifica os impactos que ocorrerão no município de Bertioga. Para a ACPO, a alteração da vazão do rio poderá fazer com que a zona de transição entre os setores de Restinga e de Manguezal se desloquem quilômetros à montante. De acordo com a ACPO, a SABESP afirma que essa mudança está totalmente dentro da faixa de variação natural, sazonal ou interanual do ciclo hidrológico, a qual os ecossistemas estão adaptados. Para a ACPO, contudo, não é possível considerar que estas variações sejam naturais, já que haverá deslocamento da transição entre setores.

É de se notar que o ZEE da Baixada Santista, em seu artigo 42, considera que manguezais podem ser áreas para expansão portuária, indo contra a concepção de preservação deste ecossistema fundamental para a vida marinha em estuários, estabelecida pela Resolução do CONAMA. Ou seja, o próprio zoneamento ambiental deixa de ser um instrumento de proteção dos manguezais na Baixada Santista.

2.4.4.2. Contribuição da natureza para as pessoas (Serviços Ecossistêmicos)

A Convenção sobre a Diversidade Biológica (CDB), um tratado da ONU, com texto aprovado em 1994, no Brasil (Decreto Legislativo nº 2, de 1994), aborda questões relacionadas às funções da natureza ou, aos Serviços Ecossistêmicos ou, em termo adotado mais recentemente, às Contribuições da Natureza para as Pessoas. Estas contribuições estão fundamentadas sobre a biodiversidade, sua conservação e integridade dos ecossistemas (Sanchez, 2020). O conceito de Contribuição da Natureza para as Pessoas (*Nature's Contribution to People*), da Plataforma Intergovernamental de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (IPBES, em inglês, *International Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*), criada em 2012 e da qual o Brasil é signatário, divide-se em 3 (três) grupos: contribuições regulatórias (tais como purificação da água, regulação do clima, erosão do solo, etc); contribuições materiais (alimentos de origem animal e vegetal, por exemplo) e contribuições não materiais (dimensão subjetiva ou psicológica individual e/ou coletiva das pessoas, como por exemplo a sombra de uma árvore). São valores que devem ser considerados quando se busca a sustentabilidade dos recursos naturais, sendo inovadores quando se pensa na busca de equidade, eficiência e uma visão de mundo mais ampla (Castro, 2023). Para Santos (2021) e Santos e Torres (2021), na valoração econômica dos recursos hídricos, os serviços ecossistêmicos possivelmente sofrerão impactos negativos com a diminuição da vazão do rio Itapanhaú. Os autores consideram uma importante estratégia estimar o valor econômico dos serviços ecossistêmicos que o Rio Itapanhaú presta para a Bacia e o PERB, pois os benefícios de não interferência no rio podem ser maiores do que a realização do empreendimento. A CT/MSRI (2020), por sua vez, argumenta que o EIA/RIMA não faz menção aos serviços ambientais (contribuições da natureza para as pessoas) prestados pela bacia hidrográfica.

2.4.4.3. As Fitofisionomias da Mata Atlântica, a vegetação ripária e a vegetação aquática

O Código Florestal (Lei Federal nº 12.651/2012), a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN), estabelece que cursos d'água naturais perenes ou intermitentes devem ter suas faixas marginais protegidas por Áreas de Preservação Permanente (APPs), desde a borda da calha do leito regular, sendo a largura

mínima estabelecida conforme a largura do rio (Brasil, 2012). Contudo, a Lei 14.285/2021 passou a atribuir às prefeituras a proteção das margens dos rios em áreas urbanas consolidadas, o que pode comprometer a preservação e conservação de rios intermunicipais ou interestaduais.

A CT/MSRI (2020) enfatiza que para no PM do PERB as compilações têm caráter acadêmico e pouca informação obtida de forma primária. Faltam, assim, estudos-base que mapeiem as fitofisionomias da Mata Atlântica e definam o zoneamento do PERB, especialmente nas áreas da bacia do rio Itapanhaú. Afirma a CT/MSRI (2020), não haver descrição detalhada das fitofisionomias da Mata Atlântica em relação à sua dependência dos corpos d'água. Ou seja, não se estabelece no zoneamento do PERB uma proteção adequada das matas que sofrerão impactos com o empreendimento. De acordo com a CT/MSRI (2020), o PM detecta as seguintes fitofisionomias na Bacia do Rio Itapanhaú que se encontra inserida no PERB: Manguezal, Floresta de transição Restinga-Encosta (da Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas), Floresta Paludosa, Floresta Alta de Restinga Úmida e Floresta Aluvial (da Floresta Ombrófila Densa Aluvial). Apesar de no PM do PERB serem descritos como ecossistemas críticos e relacionados às águas da bacia e à sua dinâmica, associando-as às zonas de preservação (ZP), as fitofisionomias de Floresta Aluvial, Floresta Alta de Restinga Úmida e Floresta Paludosa, somadas ao Manguezal, na Bacia do Rio Itapanhaú, não foram consideradas ZP, o que para a CT/MSRI (2020) é uma contradição.

Para a Bacia do Rio Itapanhaú, a Formação Pioneira Fluviomarina herbácea (apicuns/campos salinos, pântanos salgados e marismas) foi mapeada no PM do PERB, e espécies herbáceas estuarinas, como *Spartina alterniflora* e *Crinum americanum*, constam na lista de espécies. No entanto, outras macrófitas, como as registradas por Nunes *et al.* (2019), não foram levantadas, nem consideradas na Formação Pioneira com Influência Fluvial e/ou Lacustre herbácea (macrófitas aquáticas, brejo doce, brejo de restinga). Já no Diagnóstico Ambiental do Meio Biótico do EIA-RIMA do empreendimento, a Formação Pioneira Fluviomarina é citada incluindo espécies de mangue, porém sem a inclusão de espécies herbáceas aquáticas, nem mesmo *S. alterniflora* (SABESP; PRIME, 2015c). No entanto, para atender a Informação Técnica no 041/15/IEOH, de 18/12/2015, da CETESB, que solicita maiores detalhamentos sobre os impactos a jusante do rio, em função da

redução da vazão, especialmente nos ecossistemas de Manguezal e Restinga, o empreendedor passou a fazer novos da flora e talvez ainda possa vir a divulgar a ocorrência das espécies citadas na bacia (já que passou a registrar a presença de *Spartina alterniflora* e *Crinum americanum* e *Acrostichum* sp) (SABESP, 2016). Para a CT/MSI (2020) é necessário que o PM do PERB seja revisto e atualizado com ecossistemas detalhados, classificados quanto à conservação e novas zonas de preservação sejam adicionadas.

Na área do PERB, onde a Bacia do Rio Itapanhaú está inserida, Rocha (2019) analisou a cobertura vegetal por índices de vegetação, antes e depois da criação da UC (2000 a 2018), e constatou que as influências antrópicas sobre a vegetação foram minimizadas dentro da área do Parque. No entanto, devido à transposição de águas na bacia, espera-se que a vegetação ripária do Rio Itapanhaú possa vir a sofrer novos impactos, considerando a diminuição da vazão de água doce, a maior influência de águas marinhas, a salinização, e potenciais erosão de margens e assoreamento. É dessa forma que podem ser esperadas alterações significativas nos ecossistemas de Manguezal e Restinga e, também, na vegetação aquática (macrófitas aquáticas).

2.4.4.4. Intrusão Salina

De acordo com a CT/MSI (2020), a pluviosidade histórica, as medidas históricas da vazão do rio, a relação histórica entre pluviosidade e vazão do rio dos últimos 30 anos, a análise do sedimento e perfil batimétrico, projeções do aumento das marés e subida do nível do mar são procedimentos que foram negligenciados no EIA-RIMA. A SABESP afirma que interromperá a captação de água caso haja a comprovação de prejuízos. Mas, a CT/MSRI (2020) propõe, contudo, que a captação só ocorra caso haja amplo monitoramento, com sensores que permitam o acompanhamento em tempo real e online, e em situações em que as cabeceiras estejam extremamente cheias, com excesso de água. Mesmo assim, esta captação deve ser feita de forma gradual e cautelosa. A CT/MSI (2020) enfatiza que o problema de falta de água na Região Metropolitana de São Paulo está, de fato, relacionado à gestão e educação ambiental e não à falta ou diminuição do recurso natural.

Para Sanchez (2020), planos de monitoramento devem ser compatíveis com as dimensões dos impactos previstos e os estudos de base, e não devem estar restritos somente a indicadores físicos e biológicos, mas incluir os impactos sociais e econômicos. Estudos hidrológicos são necessários quando se prevê empreendimentos que afetem a quantidade de água disponível. Estes podem basear-se em estações pluviométricas e fluviométricas sob administração de órgãos públicos, com vazões máxima, média e mínima, medição da altura da lâmina d'água em rios e intensidade pluviométrica para diferentes períodos (10, 25, 50 anos ou mais). São dados secundários, a serem trabalhados na identificação dos impactos (Sanchez, 2020).

Quanto ao Programa de Monitoramento de Qualidade de Água e Biota Aquática do EIA/RIMA do empreendimento, há a proposta de monitoramento dos níveis de salinidade, de algumas variáveis limnológicas de qualidade de água (não indicadas) e da biota aquática, como a abundância de fitoplâncton, zooplâncton, bentos e peixes para, assim, detectar situações adversas (CT/MSI, 2020). Mas, para a CT/MSI (2020), há falta de metodologia clara a respeito do monitoramento da água. Várias peculiaridades da Bacia do Rio Itapanhaú não foram abordadas e consideradas na decisão sobre a abrangência dos impactos negativos, o que levou a SABESP considerar o empreendimento como de baixo impacto. Pelo fato de a SABESP ter enquadrado o empreendimento como de Baixo Impacto, não há previsão de monitoramento detalhado, de longa duração ou monitoramento prévio à implantação do empreendimento. Para a CT/MSRI (2020), sem o monitoramento de longa duração, acompanhado de avaliação biológica e caracterização ambiental, torna-se impossível verificar e se antecipar às alterações provocadas pelo empreendimento, de forma a quantificar e comprovar se medidas de mitigação serão efetivas para a recuperação ambiental. De acordo com a CT/MSRI (2020), a paralisação das atividades de captação da água, proposta pela SABESP, caso os níveis de salinidade atinjam patamares muito altos pode não ser a melhor estratégia, pois é possível que neste momento alterações bióticas e ecológicas já tenham ocorrido em uma escala de tempo em que a reversibilidade das condições ambientais fique inviabilizada.

A cunha salina e intrusão salina podem aumentar causando danos e riscos imprevisíveis à vida aquática, com consequências para todos os organismos com

ciclo de vida ligado ao estuário e e à vegetação de manguezal, de restinga e aquática. A decisão de retirar de 2,5 m³/segundo de água do Rio Itapanhaú, 10% de sua vazão na foz, ocorreu sem a realização de estudos mais aprofundados (Alves, 2019).

Mudanças climáticas também têm sido abordadas por EIA-RIMAs, no caso de projetos que podem ser afetados por estas alterações, como é o caso de padrões de precipitação (Sanchez, 2020), seja pela escassez ou pelo excesso. Por exemplo, estudos nas bacias hidrográficas conjugadas ao Rio Jaguaribe, no Estado do Ceará, apontam que os elevados índices de evapotranspiração com a elevação da temperatura são agravados com a redução de precipitação (PBMC, 2014). Mas, conforme afirma a CT/MSRI (2020), o aumento do nível do mar e mudanças climáticas não foram considerados, mesmo sendo de conhecimento que o aumento do nível do mar pode levar à salinização dos rios costeiros.

2.4.4.5. Biodiversidade: espécies ameaçadas e espécies endêmicas

As espécies ameaçadas, as espécies endêmicas, as características de habitats e a suscetibilidade à fragmentação devem ser identificadas, o que pode ser feito por meio do mapeamento de habitats e a classificação das unidades da paisagem, com a devida avaliação de seu estado de conservação (Sanchez, 2020). A ACPO (2018) afirma que a adutora causará a fragmentação de habitat e será uma barreira para a grande parte das espécies não voadoras, mesmo com a construção de passagens para fauna. Para a ACPO (2018), os impactos ambientais são grandes demais para que se obtenha um aporte de água para o sistema Alto Tietê de 1%. Avifauna, carcinofauna, vertebrados terrestres, ictiofauna poderão, certamente, sofrer grandes impactos (CT/MSI, 2020).

Em termos de biomas brasileiros, o da Mata Atlântica segue sendo o mais impactado, de acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) que em maio de 2023 divulgou uma atualização da lista de espécies extintas ou ameaçadas de extinção na Mata Atlântica. Na fauna, é o bioma com a maior quantidade de espécies ameaçadas (de 2.016 para 2.845) e também o bioma com o maior número de espécies extintas (de 7 para 8). Quanto à fauna terrestre do Sistema Costeiro-Marinho, passou de 37% para 38% das espécies ameaçadas, ocupando o segundo lugar entre os biomas em termos de impacto neste aspecto.

Em relação à flora, os dois períodos acusaram 43% das espécies ameaçadas, o que faz a Mata Atlântica liderar a lista dos biomas com mais risco neste quesito (IBGE, 2023). Esta atualização de dados feitas pelo IBGE tem como base informações da nova lista de espécies ameaçadas de extinção publicada em dezembro de 2022, pelo Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima (Portaria MMA148/22). O Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) e o Centro Nacional da Flora do Jardim Botânico do Rio de Janeiro (CNCFlora/RJ) são responsáveis pela elaboração destas listas (IBGE, 2023). Vale dizer que a Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística do estado de São Paulo, SEMIL, também publica estas listagens sobre a flora (Inventário Florestal, 2020, sob responsabilidade científica da Fundação Florestal, FF) e fauna (Decreto 63.853/2018).

2.5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O Brasil já dispõe de legislação para o ordenamento territorial e planejamento ambiental que promove o respeito às peculiaridades de cada região e território, a integração dos seus sistemas e processos ambientais e prevê a preservação, a conservação e o uso sustentável dos recursos da natureza, de forma a beneficiar a todos, garantindo o atendimento das necessidades humanas.

Em relação à transposição do Rio Itapanhaú, Momm *et al.* (2020) destacam que ao longo de nossa história grandes corporações multinacionais têm lucrado muito com obras de infraestrutura em nome de “desenvolvimento” e da “modernização”. No entanto, estas mesmas obras geraram impactos irreversíveis para muitos rios, como é o caso do Rio Pinheiros no início do século passado, em ações levadas à frente pela Cia Light, empresa canadense, para produção de energia. Afirmam os autores ser necessário que gestores públicos e privados, atores políticos e movimentos da sociedade civil possam estabelecer uma nova governança, valendo-se da ciência na geração de conhecimento, advocacy e mobilização em um contexto cultural. Para os autores, as manifestações da sociedade civil contrapondo-se à transposição, foi uma experiência “muito localizada, com pouca visibilidade e repercussão, não alcançando a necessária escala regional para que, de fato, pudessem influenciar os tomadores de decisões em nível da MMP” (Momm *et al.*, 2020, p. 518). Dessa forma, os autores consideram ser

necessária a mobilização da sociedade civil a nível regional, engendrando uma opinião pública regional, capaz de interferir nos destinos do planejamento e governança da Macrometrópole Paulista. Momm *et al.* (2020), ainda, destacam ser relevante o argumento do MSI a respeito do grande desperdício de água no sistema de abastecimento da SABESP, fato reconhecido pela própria empresa.

Ou seja, a mobilização da sociedade civil pode e deve contribuir de forma efetiva para a preservação e conservação dos recursos hídricos, contudo, esta mobilização ganhará força se ocorrer para além das fronteiras administrativas e políticas. Além do mais, tornam-se necessárias novas agendas para a efetiva e inclusiva participação da sociedade civil em processos deliberativos, em conselhos ou audiências públicas (Ramalho *et al.*, 2021)

Importante dizer que a gestão dos recursos hídricos prevê, inclusive, a cooperação internacional. Assim, bacias hidrográficas devem ser consideradas em seu âmbito natural, para além das fronteiras administrativas e políticas, princípio que já havia sido adotado pela Carta Européia da Água, em 1968 (Granziera, 1993 *apud* Santilli, 2001). *The Water Framework Directive* (WFD), da União Européia, reconhece a necessidade da integração do gerenciamento das bacias hidrográficas no continente europeu, e desde o ano de 2000 tornou-se a mais importante lei de proteção das águas neste continente. As diretrizes prevêem, inclusive, dentre outras novidades, o gerenciamento da água por meio da escala hidrológica, com a inclusão de atores não públicos na participação da gestão (Boeuf; Fritsch, 2016).

Em geral, quando se fala em gestão integrada de zona costeira e bacia hidrográfica, dá-se ênfase à qualidade da água. No entanto, é importante considerar tanto os usos na bacia hidrográfica quanto a dinâmica marítima. Na região estuarina-costeira, os impactos podem afetar não somente o meio biótico como toda a estrutura econômica-social local, sendo imprescindível, no planejamento dos recursos hídricos e da zona costeira, a integração de ambas as políticas (Loitzenbauer; Mendes, 2001).

Estuários abrigam um mosaico de ecossistemas muito relevantes, com “elevada produção biológica sustentada por um intrincado ciclo biogeoquímico de espécies químicas que acopla processos relacionados tanto à bacia de drenagem dos rios que deságuam nestas áreas quanto os que ocorrem na zona costeira” (Hijo, 2009, p. viii). A transposição sustentável das bacias remete para a necessidade do

gerenciamento integrado, antecipando-se aos problemas e soluções. Deve-se, portanto, projetar o crescimento de acordo com a sustentabilidade hídrica e considerar as várias dimensões (ecológica, ambiental, social, política e econômica) (Khran *et al.*, 2003. De acordo com Tundisi e Tundisi (2011), a bacia hidrográfica possui componentes e subsistemas interativos, com ecossistemas integrados por meio da hidrologia, em que bancos de dados de componentes biogeográficos, econômicos e sociais podem ser elaborados. As potencialidades e limitações de cada bacia hidrográfica devem determinar o uso/ocupação do espaço, além de ajudar a antever conflitos de interesse (Santana, 2003). A capacidade de suporte de um ecossistema pode ser determinada a partir da integração dos componentes biofísicos, bioquímicos e minerais dos ecossistemas no contexto do espaço geográfico, dos recursos naturais e suas características (Santana, 2003).

A AIA deve ser conduzida de modo a abranger e dar conta da caracterização minuciosa e pormenorizada dos ecossistemas, das paisagens e das interações entre os meios biótico e abiótico. No caso de uma bacia costeira, como é o caso da Bacia do Rio Itapanhaú, impossível deixar de considerar toda a sua influência e interação com o sistema estuarino. Mudanças climáticas, alterações nos ciclos hidrológicos, ações humanas, em geral, são capazes de interferir na dinâmica estuarina, na deposição de sedimentos, na produtividade primária e nos nutrientes.

Em setembro de 2024, em meio à seca e incêndios em todo o país, cidades da Baixada Santista como São Vicente, Santos, Guarujá e Bertioga encararam o desabastecimento de água e a CONDESB decidiu cobrar explicações da SABESP pela falta de água na RMBS (Mais Santos, 2024). Com relação à Prefeitura de Bertioga, decidiu multar a SABESP em 162 mil reais e notificar o Ministério Público Estadual, solicitando a instauração de inquérito civil para investigar a crise hídrica vivida pela cidade (Costa Norte, 2024). Ainda, com relação à Bertioga, a SABESP, por meio da Gerência de Operação e Manutenção, afirmou que os problemas na cidade eram pontuais e que o Sistema Itapanhaú, com folga, passaria a bombear água de forma provisória para o Sistema Centro, mais atingido pela estiagem, até o final do ano, e manteve a confirmação da transposição de águas da Bacia do Rio Itapanhaú para a RMSP, apesar de tudo (TV Tribuna, 2024).

Dessa forma, com relação à captação e reversão de águas na bacia do rio Itapanhaú, seria importante que houvesse um levantamento mais aprofundado e

detalhado a respeito de todas as implicações ecológicas, sociais e econômicas do empreendimento para toda a região da bacia. Alguns poucos benefícios podem ocorrer para o abastecimento de água da Metrópole Paulista, mas talvez em detrimento de muitos sacrifícios para a Baixada Santista. Todo o cenário envolvendo a transposição deveria ser muito bem compreendido e analisado, em vista da justiça socioambiental, climática e econômica. Por fim, espera-se que este estudo possa contribuir, de alguma forma, para uma maior compreensão e conscientização a respeito da preservação, conservação e uso sustentável dos recursos hídricos, um bem essencial para a vida no planeta, e, também, para a importância da mobilização social e participação da população nas decisões do planejamento ambiental e territorial e das políticas públicas no país.

2.6. REFERÊNCIAS

ABREU, M. C. G.; NUNES, L. S. C. Mobilização social e a preservação e conservação da paisagem. *In*: ANDRADE, R.; BRAGA, F. T.; ABREU, L.; RAMIREZ, J. A. U.; CELIS, R. R. (ORGS.). **Caderno de Resumos – EJE 4: Produção e Gestão da Paisagem: historicidades, preservação e conservação (Producción y gestión de paisajes: historicidades, preservación y conservación)**. IV Colóquio Internacional O Futuro da Paisagem (VI Coloquio EL Porvenir del Paisaje: escuchas ancestrales, ciudadanía ambiental y acuerdos para el buen vivir). Rio de Janeiro: Paisagens Híbridas, v. 4, 160 p., 2024 (Série El Porvenir Del Paisaje Brasil). Disponível em: <http://livrariaph.iluria.com/serie-el-porvenir-del-paisaje-brasil-ct-32bd9b>.

AB'SÁBER, A. N. **Diretrizes para uma política de preservação de reservas naturais do Estado de São Paulo**. Geografia e Planejamento, São Paulo, Instituto de Geografia, Universidade de São Paulo, n. 30, p. 7-26, 1977.

AB'SÁBER, A. N. **Os domínios da natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. São Paulo: Ateliê Editorial, 2007.

ACPO. **Representação: 20180115-MPF**. Associação de Combate aos Poluentes. Núcleo de saúde Socioambiental. 2018. 8 p.

AGEM. **Sociedade civil terá nove representantes no CONDESB**. Disponível em: <https://agem.sp.gov.br/sociedade-civil-tera-nove-representantes-no-condesb/>. Acesso: 12/10/24.

AGÊNCIA SENADO. **Marina pede marco para emergência climática e alerta para fim do Pantanal**. Senado Federal. Disponível em:

<https://www12.senado.leg.br/noticias/materias/2024/09/04/marina-pede-marco-para-emergencia-climatica-e-alerta-para-fim-do-pantanal>. Acesso em 24/09/2024.

ALVES, F. J. L. **Escassez, Segurança Hídrica e os Negócios com a Água na Região Metropolitana de São Paulo**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Geografia Humana. Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas. Departamento de Geografia. Universidade de São Paulo, São Paulo, 2019. 184 p.

APA Serra Guararu. **Plano de Manejo da APA da Serra do Guararu**. Secretaria Municipal de Meio Ambiente. Prefeitura de Guarujá, 2017.

BERTIOGA, Prefeitura Municipal. **Conheça a história de Bertiooga**. 2022. Disponível em: <http://www.beretiooga.sp.gov.br/cidadao/historia/>. Acesso em: 03 dez. 2022.

BOEUF, B; FRITSCH, O. Studying the implementation of the Water Framework Directive in Europe: a meta-analysis of 89 journal articles. **Ecology and Society**, v. 21, n. 2, 2016.

BONOCCHI, K.L. **Dinâmica populacional das macrófitas aquáticas emersas *Spartina alterniflora* Loiseleur, *Crinum procerum* Carey e *Scirpus californicus* Steud, na Bacia do Rio Itanhaém, SP**. 2006. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas – Biologia Vegetal) - Instituto de Biociências do Campus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista. Rio Claro, 2006.

BRASIL, 2009. **Programa nacional de capacitação de gestores ambientais: licenciamento ambiental**, MMA: Brasília, 2009. Disponível em: <https://www.terrabrasil.org.br/ecotecadigital/index.php/estantes/gestao/257-programa-nacional-de-capacitacao-de-gestores-ambientais>. Acesso em: 03 dez. 2022.

BRASIL, 2012. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Institui o Novo Código Florestal Brasileiro**.

Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm. Acesso em: 03 dez 2022.

BULHÕES, E. Erosão costeira e soluções para a defesa do litoral. In: MUEHE, D.; LINS-DE-BARROS, F. M.; PINHEIRO, L. (orgs.) **Geografia Marinha: Oceanos e Costas na Perspectiva de Geógrafos**. Rio de Janeiro: PGGM, 2020. ISBN 000-00-00000-00-0.

CAMARGO, A.F.M. Uma visão ecológica sobre o desastre de Mariana. **Revista Pensata**, v. 5, n. 2, p. 105-112, 2016.

CARRIÇO, J. M.; SALEME, E. R. Dos planos municipais ao Plano de Desenvolvimento Urbano Integrado: a aprovação do Plano de Desenvolvimento Urbano Integrado pela região metropolitana da Baixada Santista. In: MARGUTI, B. O.; COSTA, M. A.; FAVARÃO, C. B. (Org.). **Brasil metropolitano: desafio à implementação do Estatuto da MetrÓpole**. Brasília: Ipea, 2018.

CASSIO, A. **Voluntariado de Bertioga divulga documentário que mostra a luta pela preservação do Rio Itapanhaú.** Greenpeace. Sesc Bertioga: 2023. Disponível em: <https://www.greenpeace.org/brasil/blog/voluntariado-de-bertioga-divulga-documentario-que-mostra-a-luta-pela-preservacao-do-rio-itapanhau/>. Acesso em 12/09/23.

CASTRO, P. D. **Contribuição da Natureza para as Pessoas.** Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos, BPBES. 2023. Disponível em: <https://www.bpb.es.net.br/contribuicoes-da-natureza-para-as-pessoas/>. Acesso em 09/02/23.

CBH/BS. **Deliberação CBH-BS nº 302/2016.** Comitê da Bacia Hidrográfica da Baixada Santista, 2016.

CBH/BS. **Fórum Pacto pelas Águas da Baixada Santista.** Comitê de Bacia Hidrográfica da Baixada Santista. 2020. Disponível em: <http://www.cbhbs.com.br/ppa/>. Acesso em 05/10/24.

CETESB. **Instrumentos de Planejamento, Licenciamento e Gestão Ambiental no estado de São Paulo – caderno de apoio para profissionais.** CETESB, SIMA, CAU/SP; Organizadores Eduardo Trani, Mirtes Maria Luciani. 1.ed. atual. São Paulo: CETESB, 2022a. 610 p.

CETESB. **Resultados da capacitação em adaptação às mudanças climáticas sobre os recursos hídricos na Baixada Santista.** Governo do Estado de São Paulo. SIMA, CETESB. Coordenação: Garcia, M. F. P.; AMONI, M. São Paulo: CETESB, 2022b. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/ar/wp-content/uploads/2022/03/Publicacao-Resultados-da-Capacitacao-em-Adaptacao-as-Mudancas-Climaticas.pdf>. Acesso em 09/02/23.

COELHO, A. L. N. Hotspots de erosão marginal no médio-baixo Rio Doce: identificação e análise. **Revista Equador**, v. 9, n. 1, p. 266 – 281, 2020.

CONAMA. Resolução 1. Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA, 1986. Disponível em: <https://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=8902>. Acesso em 19/02/24.

CONAMA. **Resoluções do CONAMA:** Resoluções vigentes publicada entre setembro de 1984 e janeiro de 2012. Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima. Brasília: MMA, 2012. 1126 p.

CONDEMA. Ata da 260ª Reunião Ordinária do CONDEMA de BERTIOGA – 2023 (Virtual). Prefeitura de Bertioga. 2023. Disponível em: https://www.bertioga.sp.gov.br/wp/wp-content/uploads/2023/05/Ata260_mar2023.pdf. Acesso em: novembro de 2024.

CONEXÃO OCEANO. **Oceano sem Mistério: desvendando os manguezais.** Fundação Boticário, 2021. 14 p. Disponível em:

<https://www.google.com/search?client=firefox-b-d&q=oceano+sem+mist%C3%A9rio+devendendo+os+manguezais+conex%C3%A3o+oceano>. Acesso em 03/05/22.

COSTA NORTE. Bertioga solicita medidas urgentes ao MP em meio à grave crise hídrica. 2024. Disponível em: <https://costanorte.com.br/geral/bertioga-solicita-medidas-urgentes-ao-mp-em-meio-a-grave-crise-hidrica.html>. Acesso em 13/09/24.

CT/MSI - Movimento Salve O Rio Itapanhaú, 2020. **Colaboração técnica tendo em vista os potenciais impactos à área do Parque Estadual das Restingas de Bertioga (PERB) devido ao projeto de transposição das águas do Rio Sertãozinho-Itapanhaú.** Manifestação Elaborada em Atendimento a Pedido Judicial no Âmbito da Ação Civil Pública 100632-852017.8.26.007 para o Conselho do Parque Estadual da Restinga de Bertioga. Autoria Coletiva. Mauricio Forlani, Renan de Azevedo Ruffo, Gislene Torrente-Vilara, Ronaldo José Torres, João Alexandre Saviolo Osti, Renan Parmigiani, Laís Samira Correia Nunes, Luccas Henrique Gomes, Bruno De Almeida Lima, Cleber Vinicius Vitorio Da Silva, Luís Felipe Natálio, Fabrício Gandini Caldeira, Raphael Roberto Rodrigues. Disponível em: https://drive.google.com/file/d/11MPGbp2Tr2BQ9QrmUiXg_isnBzUWbDmM/view?usp=sharing Acesso em: 03 dez. 2022.

EMTU. Empresa Metropolitana de Transportes Urbanos. Governo do Estado de São Paulo. Região Metropolitana da Baixada Santista. 2024. Disponível em: <https://www.emtu.sp.gov.br/emtu/institucional/quem-somos/baixada-santista.fss>. Acesso em 05/10/24.

FACEBOOK. Realização de visita ao local das obras pelos conselheiros do CONDEMA, MSI, e representantes dos parques estaduais. 2022. Disponível em: https://www.facebook.com/naoatransposicaoodorioitapanhau?locale=pt_BR, Acesso em 12/09/23.

FACEBOOK. Turbidez na água no encontro entre o Ribeirão Sertãozinho e o Rio Guacá. 2024. Disponível em: <https://www.facebook.com/reel/3342619199367137>.

FRANCO, M. A. R. **Planejamento ambiental.** São Paulo: Annablume, 2ª ed, 2001. 148 p.

FURLAN, S. A. Áreas Naturais Tombadas e a Proteção da Paisagem. **Revista CPC**, v.13, n.26 especial, p.63–93, out./dez. São Paulo, 2018.

GERCO. **O que é Zoneamento Ecológico-Econômico Costeiro – ZEEC?** Política de Gerenciamento Costeiro. Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística. Governo do Estado de São Paulo. 2023.

GOULART, M. D. C.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em Estudos De Impacto Ambiental. **Revista da FAPAM**, ano 2, n. 1, 2003.

GONÇALVES, L. R.; XAVIER, L. Y.; TORRES, P. H.; ZIONI, S.; JACOBI, P. R.; TURRA, A. O litoral da macrometrópole: tão longe de Deus e tão perto do Diabo. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 54, p. 40-65, 2020.

GOUVEIA, C. R. A lente local: erosão costeira na Baixada Santista. *In: Resultados da capacitação em adaptação às mudanças climáticas sobre os recursos hídricos na Baixada Santista*. Governo do Estado de São Paulo. SIMA, CETESB. Coordenação: Garcia, M. F. P.; AMONI, M. São Paulo: CETESB, 2022. 110 p.

GRANZIERA, M. L. M. Direito de Águas e Meio Ambiente. São Paulo, Editora Ícone, 1993, pp 22 e seguintes. *In* SANTILLI, J. F. R. **A Política Nacional de Recursos Hídricos (LEI 9.433/97) e sua Implementação no Distrito Federal**. Revista da Fundação Escola Superior do Ministério Público, Distrito Federal e Territórios. Brasília, Ano 9, v. 17, 2001, p. 144 – 179.

HARARI, J. **Noções de Oceanografia** (livro eletrônico). HARARI, J (org.), vários autores. São Paulo: Instituto de Oceanografia, 2021. 926 p.

IBGE. **Contas de ecossistemas: espécies ameaçadas de extinção no Brasil. IBGE atualiza estatísticas das espécies ameaçadas de extinção nos biomas brasileiros**. Agência IBGE de Notícias, 2023. Disponível em: <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-noticias/2012-agencia-de-noticias/noticias/36972-ibge-atualiza-estatisticas-das-especies-ameacadas-de-extincao-nos-biomas-brasileiros>. Acesso em 28/05/23.

HIJO, C. A. G. **Quantificação do efeito do Açude Castanhão sobre o fluxo fluvial de material particulado em suspensão e nutrientes para o estuário do rio Jaguaribe, Ceará – Brasil**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais do Instituto de Ciências do Mar. Universidade Federal do Ceará. Fortaleza: 2009, 54 p.

INMET. **Julho de 2023 foi o mais quente no Brasil desde 1961**. Instituto Nacional de Meteorologia. Ministério da Agricultura e Pecuária. 2023. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/noticias/julho-de-2023-foi-o-mais-quente-no-brasil-desde-1961>. Acesso em 25/05/23.

IPT. **Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica (PMMA) de Bertoga, SP**. Instituto de Pesquisas Tecnológicas, Relatório Técnico 172 957-205, Prefeitura Municipal de Bertoga, Secretaria de Meio Ambiente, SM. 2024.

JUSBRASIL. Petição Intermediária - TJSP - Ação Flora - **Ação Civil Pública** - de Ministério Público do Estado de São Paulo contra CIA de Saneamento Básico do Estado de São Paulo - Sabesp, Cetesp- CIA Ambiental do Estado de SP, Estado de São Paulo e Prefeitura Municipal de Bertioga. Santos: 2018. Disponível em: <https://www.jusbrasil.com.br/processos/149367812/peca-peticao-intermediaria-tjsp-acao-flora-acao-civil-publica-de-ministerio-publico-do-estado-de-sao-paulo-contracia-de-saneamento-basico-do-estado-de-sao-paulo-sabesp-cetesb-cia-ambiental-do-estado-de-sp-estado-de-sao-paulo-e-prefeitura-municipal-de-bertioga-1360997945>. Acesso em 07/09/23.

JUSBRASIL. Voto 30352. **Tribunal de Justiça do Estado de São Paulo. Mandado de Injunção**. 2021. Disponível em: <https://www.jusbrasil.com.br/jurisprudencia/tj-sp/1263048191/inteiro-teor-1263048211>. Acesso em 03/08/24.

KHRAN, F.S.; MACIEL, S.; DOURADO, T. M. **Transposição de águas e bacias – aspectos teóricos e conceituais**. Universidade Federal de Tocantins, 2003. Disponível em: http://docs.uft.edu.br/share/proxy/alfresco-noauth/api/internal/shared/node/zMgBb0hJTT66ATNUj2eaQ/content/transposicao_d_e_aguas_968.pdf. Acesso em 09 set 2022.

LOITZENBAUER, E.; MENDES, C. A. B. Processos de Gestão de Bacias Hidrográficas na Zona Costeira. **Anais do XIV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. Aracaju, SE: 2001. Disponível em: <https://anais.abrhidro.org.br/jobs.php?Event=155>. Acesso em 24/05/23.

MAIS SANTOS. **Presidente do CONDESB cobra explicações da Sabesp sobre falta de água na Baixada Santista**. Disponível em: <https://www.maissantos.com.br/regiao/regiao-cotidiano/presidente-do-condesb-cobra-explicacoes-da-sabesp-sobre-falta-de-agua-na-baixada-santista/>. Acesso em: 13/09/2024.

MARINS, R.V.; LACERDA, L.D.; ABREU, I.M.; DIAS, F.J.S. Efeitos da açudagem no Rio Jaguaribe. **Ciência Hoje**, v. 33, n. 19, 2003.

MMA. **Ordenamento Territorial**. Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima. 2023. Disponível em: https://antigo.mma.gov.br/biomas/mata-atl%C3%A2ntica_emdesenvolvimento/ordenamento-territorial.html. Acesso em 05/06/23.

MANGUEZAIIS CARIOCAS. **Secretaria Municipal de Meio Ambiente e Clima do Rio de Janeiro, SMAC**. Subsecretaria de Biodiversidade. Rio de Janeiro. 2024

MOMM, S.; KINJO, V.; FREY, K. Tramas do planejamento e governança na transformação de rios em metrópoles globais: uma reflexão sobre casos internacionais e em curso na Macrometrópole Paulista (Brasil). **Cadernos Metrôpoles**, São Paulo, v. 22, n. 48, pp. 499-525, maio/ago 2020. <http://dx.doi.org/10.1590/2236-9996.2020-480>

MORAES, A. C. R. **Meio Ambiente e Ciências Humanas**. 4ª ed. São Paulo: Annablume, 2005. 161 p.

NICOLODI, J. L.; ZAMBONI, A; BARROSO, G. F. Gestão Integrada de Bacias Hidrográficas e Zonas Costeiras no Brasil: Implicações para a Região Hidrográfica Amazônica. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, n. 9(2):9-32, 2009.

NUNES, L. S. C. **Ecologia de macrófitas aquáticas em rios costeiros de São Paulo: diversidade, competição interespecífica e distribuição especial em gradientes ambientais**. Tese de doutorado. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Biologia Vegetal) - Instituto de Biociências - Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2020, 189 p.

NUNES, L. S. C.; UMETSU, C.A.; CAMARGO, A.F.M. Environmental heterogeneity drives life-form richness and species composition but not species richness of aquatic macrophytes in tropical coastal rivers. **Freshwater Biology**, p.1-12, 2020.

NUNES, L.S.C.; RODRIGUES, M.E.F.; POTT, V.J. CAMARGO, A.F.M. Inventory of aquatic macrophyte species in coastal rivers of the São Paulo State, Brazil. **Oecologia Australis**, v. 23, n. 4, p. 829-845, 2019.

NUNES, L.S.C.; CAMARGO, A.F.M. Do interspecific competition and salinity explain plant zonation in a tropical estuary? **Hydrobiologia**, v. 812, p. 67–77, 2018.

ONU. **Transformando Nosso Mundo, Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável**. Governo Federal, 2016. Disponível em: https://www.mds.gov.br/webarquivos/publicacao/Brasil_Amigo_Pesso_Idosa/Agenda_2030.pdf. Acesso em: 09 dez 2022.

PBMC, 2014: **Impactos, vulnerabilidades e adaptação às mudanças climáticas. Contri-buição do Grupo de Trabalho 2**. Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas. Primeiro Relatório da Avaliação Nacional sobre Mudanças Climáticas [Assad, E.D., Magalhães, A. R. (eds.)]. COPPE. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 414 p.

PERB. **Plano de Manejo do Parque Estadual da Restinga de Bertiooga**. Resolução SMA nº 203, de 27 de dezembro de 2018. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. Governo de São Paulo. 210 p. Disponível em: https://smastr16.blob.core.windows.net/fundacaoflorestal/2019/10/plano-de-manejo-pe-restinga-de-bertiooga_c.pdf. Acesso em 25/04/22.

PM APAMLC. Decreto 65.544/2021. **Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental Marinha do Litoral Centro**. Assembléia Legislativa do Estado de São Paulo, ALESP, 2019. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2021/decreto-65544-02.03.2021.html>. Acesso em 31/07/24.

POLETTI, E. R. Ordenamento territorial no Brasil e a promoção do desenvolvimento local: uma aproximação geográfica. **Ágora**, Santa Cruz do Sul, v. 14, n. 1, p. 49-72, jan./jun. 2008.

PRATES, A. P.; COSTA, J. P. O. **Criação de áreas protegidas marinhas no Brasil: relatos de uma história cheia de ondas**. Instituto de Estudos Avançados, IEA. Universidade de São Paulo, 2021. Disponível em: <http://www.iea.usp.br/publicacoes/textos/a-criacao-de-areas-protegidas-marinhas-no-brasil>. Acesso em 21/07/2024.

RAMALHO, P. C.; KINJO, V.; POLLACHI, A.; CAMARGO, I.; VARJABEDIAN, R. AIA e participação: o “Movimento Popular Salve o Rio Itapanhaú”. **Anais do 5º Congresso Brasileiro de Avaliação de Impacto** (online), v. 4, 2021.

ROCHA, V.C. 2019. **Análise espaço-temporal da cobertura vegetal no Parque Estadual Restinga de Bertiooga por índices de vegetação**. 2019. Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade de Ecossistemas Costeiros e Marinheiros (Dissertação de mestrado) - Universidade Santa Cecília, Santos, 2019.

ROSS, J. L. S. **Ecogeografia do Brasil – subsídios para Planejamento Ambiental**. São Paulo: Oficina de Textos, 2006. 208 p.

SABESP/CHESS. **Crise Hídrica, Estratégias e Soluções da SABESP para a Região Metropolitana do Estado de São Paulo**. Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, SABESP. 2015. Disponível em: https://site.sabesp.com.br/site/uploads/file/crisehidrica/chess_crise_hidrica.pdf. Acesso em 23/08/23.

SABESP; PRIME. **Obras de Aproveitamento da Bacia do Rio Itapanhaú para Abastecimento da RMSP**. Processo IMPACTO 166/15. Estudo de Impacto Ambiental – EIA. Volume I – Textos. Tomo 2 - Diagnóstico Ambiental. Contexto Regional e Meio Físico. SABESP, PRIME Engenharia. São Paulo. 2015a. Disponível em: <https://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaold=613>. Acesso em: 03 dez. 2022.

SABESP; PRIME. **Relatório de Impacto Ambiental das Obras de Aproveitamento da Bacia do Rio Itapanhaú para Abastecimento da RMSP**. São Paulo, 28/10/2015. Prime Engenharia, 2015b. 87 p. Disponível em: <https://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaold=613>. Acesso em: 03 dez. 2022.

SABESP; PRIME. **Obras de Aproveitamento da Bacia do Rio Itapanhaú para Abastecimento da RMSP**. Processo IMPACTO 166/15. Estudo de Impacto Ambiental – EIA. Volume I – Textos. Tomo 3 - Diagnóstico Ambiental do Meio Biótico. SABESP, PRIME Engenharia. São Paulo. 2015c. Disponível em: <https://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaold=613>. Acesso em: 03 dez. 2022.

SABESP; PRIME. **Relatório de Informação Complementar - Atendimento à Informação Técnica No 041/15/IEOH**. Obras de Aproveitamento da Bacia do Rio Itapanhaú para Abastecimento da RMSP. São Paulo, 19/02/2016. Prime Engenharia, 2016. 278 p. Disponível em <https://www.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaold=613>. Acesso em 17/08/24.

SABESP. Plano de Monitoramento do Baixo e Médio Itapanhaú. 2024. Disponível em: <https://www.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaold=613>. Acesso em 16/08/24.

SALEME, E. R.; CARRIÇO, J. M.; RIOS, L. G.; VIANA, M. A. Relações Interfederativas na Elaboração do Plano de Desenvolvimento Urbano Integrado da Região Metropolitana da Baixada Santista. *In*: COSTA, M. A.; TAVARES, S. R.; MARGUTI, B. O.; LUI, L.; MARTINS, L. G. V. (Org.). **Federalismo, Planejamento e Financiamento: avanços e desafios da governança metropolitana no Brasil**. Rio de Janeiro: IPEA, 2021 ,

SÁNCHEZ, L. E. **Avaliação de Impacto Ambiental – conceitos e métodos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2020. 496 p.

SANTANA, D. P. **Manejo integrado de bacias hidrográficas**. Embrapa Milho e Sorgo. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2003. 63p.

SANTILLI, J. F. R. A Política Nacional de Recursos Hídricos (LEI 9.433/97) e sua Implementação No Distrito Federal. **Revista da Fundação Escola Superior do Ministério Público, Distrito Federal e Territórios**. Brasília, Ano 9, v. 17, 2001, p. 144 – 179.

SANTOS, G. R. **A transposição do Rio Itapanhaú e o Parque Estadual Restinga de Bertiooga: valoração econômica e justiça ambiental**. Trabalho de conclusão de curso de graduação (Engenharia Ambiental) – Instituto do Mar, Universidade Federal de São Paulo, Santos, 2021. 70 p.

SANTOS, G. R.; TORRES, R. J. A Transposição do Rio Itapanhaú e o Parque Estadual Restinga de Bertiooga: Impactos Socioambientais e Serviços Ecosistêmicos Hídricos. **Anais do II Congresso Brasileiro Interdisciplinar de Ciência e Tecnologia – CoBICET**. Evento online. 2021.

SANTOS, R.F. **Planejamento ambiental: teoria e prática**. São Paulo: Oficina de Textos, 2004. 150 p.

SÃO PAULO, 2014. **Cadernos de Educação Ambiental. Unidades de Conservação da Natureza (3)**. Secretaria do Meio Ambiente: São Paulo, 2014. Disponível em: <https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/educacaoambiental/categoriapa/cadernos-ea/>. Acesso em 29 set. 2022.

THOMAZ, S.M.; ESTEVES, F.A. 2011. **A comunidade de macrófitas aquáticas**. *In*: ESTEVES, F.A. (Org.). **Fundamentos de Limnologia**. 3ª ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, M. T. **Recursos Hídricos no século XXI**. São Paulo: Oficina de Textos, 2011. 328 p.

TV Tribuna. **Hoje tem resposta. Sabesp dá resposta sobre crise hídrica na Baixada Santista.** Disponível em: <https://globoplay.globo.com/v/12912261/>. Acesso em 11/09/24.

VARJABEDIAN, R. Lei da Mata Atlântica: retrocesso ambiental. **Gestão e Estudos Ambientais**, v. 24, n. 68, p. 147-160, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0103-40142010000100013>. Acesso em: 17 nov. 2022.

VICENZO, G.; RODRIGUES, P. **Mudanças climáticas podem gerar mais chuvas como as do litoral norte de SP?** Aquecimento Global, ECOA UOL. São Paulo, 2023. Disponível em: <https://www.uol.com.br/ecoa/ultimas-noticias/2023/02/23/aquecimento-global-pode-gerar-mais-chuvas-devastadoras-entenda-a-relacao.htm>. Acesso em 08/06/23.

ZEE. **Zoneamento Ecológico-Econômico** – base para o desenvolvimento sustentável do estado de São Paulo. Seminário 12 a 14 de dezembro de 2011 (recurso eletrônico). Organização equipe técnica CPLA/SMA: Abílio Gonçalves Junior *et al.*; palestrantes e mediadores Claudio Antonio Gonçalves Egler *et al.* Coordenadoria de Planejamento Ambiental. Secretaria do Meio Ambiente. Governo do Estado de São Paulo. São Paulo: SMA, 2012. 224 p. Disponível em: <http://www.ambiente.sp.gov.br>. Acesso em 31/03/23.

ZEE/BS. **ZEE Baixada Santista (recurso eletrônico):** zoneamento ecológico-econômico – setor costeiro da Baixada Santista. Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, Coordenadoria de Planejamento Ambiental. Organização Luiz Roberto Numa de Oliveira; Equipe técnica Beatriz Santos Caio *et al.* São Paulo: SMA, 2013. 104 p.

CAPÍTULO 3

Os gradientes ambientais, a vegetação aquática e o monitoramento ecológico do rio Itapanhaú

Resumo

A captação de águas de um rio costeiro implica em questões variadas e complexas. Dentre eles está a influência marinha no rio, a cunha salina e intrusão salina nas águas doces, que pode provocar alterações nos ecossistemas tanto aquáticos como lindeiros, com perda de diversidade, de espécies de fauna e flora e consequências socioeconômicas (pesca, qualidade da água do rio, lazer, abastecimento, entre outras) para as comunidades locais. No caso do Rio Itapanhaú, a preocupação é grande e, assim, torna-se premente o monitoramento ecológico, já que haverá captação de água em sua bacia para abastecimento da metrópole paulista, que poderá causar a salinização do rio. Desta forma, este capítulo, independente, mas complementado pelos demais, propõe o uso da vegetação aquática como bioindicadora de salinidade. Macrófitas aquáticas já têm sido amplamente usadas como bioindicadoras de poluição e também como fitorremediadoras. Ao redor do mundo muitos estudos têm sido conduzidos no sentido de adotar essa vegetação aquática como bioindicadora de salinidade. No Brasil, ainda são poucos os estudos relacionados a este assunto, apesar de sua importância ecológica e relevância para o ambiente aquático. Vários aspectos relacionam-se às macrófitas no que diz respeito à salinização do rio, dentre os quais a perda de espécies e formas de vida, e portanto, de diversidade biológica. Por outro lado, espécies mais afeitas à salinidade podem vir a tornar-se espécies dominantes no rio. Dados coletados no Rio Itapanhaú, em 2017, identificaram grande riqueza de espécies e formas de vida das macrófitas aquáticas e oferecem um parâmetro ambiental do rio antes do início das obras. Desta forma, este estudo pretende contribuir para a questão tão premente e importante como a preservação, conservação e uso sustentável da água por meio do monitoramento ecológico do rio Itapanhaú com o uso da vegetação aquática.

Palavras-chave: Bacia hidrográfica costeira, Gradiente de salinidade, Macrófitas aquáticas, Intrusão salina.

3.1. INTRODUÇÃO

Em 2015, o Governo do Estado de São Paulo, no bojo do gerenciamento da Crise Hídrica dos anos 2013-2015, propôs a obra de “Aproveitamento da Bacia do Rio Itapanhaú para o Abastecimento da Região Metropolitana de São Paulo”, envolvendo a transposição de águas entre bacias. Esta obra visa a construção de um empreendimento para reversão de até 2,5 m³/s de água (2000 litros de água por segundo) do Ribeirão Sertãozinho (Bacia do Rio Itapanhaú, Bertioga) para a Represa de Biritiba Mirim para alimentar o Sistema Alto Tietê e o abastecimento da Região Metropolitana de São Paulo (SABESP; PRIME, 2015a). O empreendimento está instalado na área de amortecimento do Parque Estadual da Serra do Mar, na Área Natural Tombada das Serra do Mar e do Paranapiacaba (Tundisi, 2016).

No mesmo ano de 2015, a Companhia de Saneamento e Abastecimento do Estado de São Paulo (SABESP), responsável pela obra, protocolou junto à Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) o Estudo de Impacto Ambiental e o Relatório de Impacto Ambiental (EIA-RIMA) para obtenção da licença prévia do empreendimento. A obra chegou a ser embargada pela Justiça Estadual, a pedido do Ministério Público do Estado de São Paulo, em 2017, mas a proibição foi suspensa e as obras para a captação e transposição de águas tiveram início em 2020, com a concessão da Licença Ambiental Prévia de instalação (LPI). A aprovação do empreendimento pela CETESB e Fundação Florestal, logo geraram grande preocupação. Isto porque o EIA-RIMA, elaborado pelo empreendedor, de acordo com técnicos especialistas da área do meio ambiente e de recursos hídricos e o próprio Ministério Público Estadual, contém lacunas por não apresentar a abrangência e o detalhamento necessários para monitoramento ambiental e avaliação de impactos que o empreendimento pode gerar na bacia hidrográfica e em seus ecossistemas associados (CT/MSI, 2020).

No litoral de São Paulo, a distância entre a Serra do Mar e a linha da costa determina a largura da planície costeira, que influencia a topografia e elevação, e conseqüentemente, as características limnológicas, morfométricas e hidrológicas dos ecossistemas aquáticos (Nunes, 2020). O Itapanhaú é um rio costeiro, um dos mais extensos do litoral paulista, formado a partir do encontro do Ribeirão Sertãozinho e o Ribeirão Guacá, no município de Biritiba-Mirim, na Serra do Mar e apresenta um estuário regular. A descarga de água doce do continente, de um lado, e por outro, a contribuição da água salgada com as ondas e marés geram uma mistura e estabelecem uma dinâmica em que se estabelece um gradiente de salinidade, a partir do continente em direção ao oceano. Se a vazão continental diminui, a influência marinha se acentua e ocorre o aumento da concentração de sais no interior do estuário. Dessa forma, quanto mais o mar invade as águas continentais, menor se torna a quantidade de água doce disponível na zona costeira. Neste processo de intrusão salina estuário adentro, o abastecimento para a população da zona costeira pode ficar comprometido e danos permanentes nos ecossistemas especializados podem passar a ocorrer (Loitzenbauer; Mendes, 2011).

O processo de salinização de ambientes aquáticos tem sido estudado em diversas regiões. Por exemplo, Feist *et al.* (2023), ao analisarem a salinização do delta de Bengala (Bangladesh/Índia), salientaram a importância de uma análise minuciosa de aspectos da hidrologia, geologia e ecologia do ambiente aquático, além da adoção de estratégias de gestão das águas. A gestão da salinização, assim, implica em ações em várias escalas espaciais e temporais, variando de local, regional, fluvial e a nível de bacia, com a participação da população (Feist *et al.*, 2023). Em um outro ponto de vista, no rio Paraíba do Sul (RJ, Brasil), Campaneli *et al.* (2018) constataram que pescadores relataram o assoreamento, a erosão, a diminuição do volume de água, o aumento da salinidade, e a diminuição da quantidade de pescados no rio, como conseqüências da redução da vazão e do aumento do nível do mar. Assim, Jeppesen *et al.* (2023) chamam a atenção para estudos que mostram ser a salinidade um fator chave da biodiversidade e do funcionamento dos ecossistemas de águas doces interiores e de estuários, e que alterações antrópicas na dinâmica natural da salinidade podem resultar em invasões biológicas ou a proliferação de algas prejudiciais. Já para Cunillera-Montcusí *et al.* (2022) cenários de salinização e escassez de água são um desafio global e os

impactos estão relacionados não só aos organismos e ao funcionamento dos ecossistemas, mas também aos serviços ecossistêmicos da água doce, aos danos às infraestruturas, como a corrosão, à aspectos sociais e econômicos, como a pesca e a saúde humana.

No Brasil, instâncias administrativas separadas acabam por não considerar que bacia hidrográfica, estuário e zona costeira são indissociáveis. Dessa forma, seria interessante introduzir o conceito de gestão de estuários em que tanto os usos da bacia hidrográfica quanto a ação marinha condicionam a influência salina continente adentro (Loitzenbauer; Mendes, 2011).

Considerando-se os aspectos mencionados acima, este estudo busca focar na importância e necessidade do monitoramento ecológico na Bacia do Rio Itapanhaú, já que haverá captação de água à montante, em um dos formadores do rio, para abastecer a metrópole paulista. Diante dos impactos esperados à jusante, este estudo pretende apontar o potencial de utilização da vegetação aquática como bioindicadora de alterações na hidrologia do Rio Itapanhaú, em especial, da salinização.

De acordo com Dibble (2005), plantas aquáticas são fundamentais nos ambientes aquáticos tanto em micro como em macro escala. A abundância e diversidade do ambiente aquático, seja em rios ou reservatórios se beneficia dos habitats criados por esta vegetação marginal. As folhas e pecíolos abrigam larvas de insetos e outros macroinvertebrados, bactérias e também algas perifíticas. As macrófitas aquáticas fornecem alimento para peixes, especialmente jovens e pequenos, que fogem da predação de animais maiores, assim como esconderijos e proteção para o crescimento de diversas espécies (berçário natural). “Bancos diversos de plantas aquáticas nativas podem proteger os habitats aquáticos contra a introdução de espécies exóticas e o crescimento de invasoras, potencialmente prejudiciais para a estrutura do habitat aquático” (Dibble, 2005, p. 9) e, dessa forma, promovem a heterogeneidade espacial, de fundamental importância para o ambiente aquático. Assim, seria importante que a vegetação aquática recebesse a mesma atenção que é dada à vegetação ripária, em termos de proteção dos ecossistemas aquáticos (Dibble, 2005). Ao redor do mundo, muitos estudos têm focado na utilização da vegetação aquática como indicadora biológica da qualidade da água

em lagos e reservatórios, rios, córregos e zonas úmidas e em áreas em que ocorre a transição de águas (Umetsu, 2018).

3.1.1. Bacias hidrográficas e gradientes ambientais

Em bacias hidrográficas, a vazão, os nutrientes, o transporte de sedimento, a estrutura de comunidades aquáticas e da vegetação ripária e os habitats nos níveis hierárquicos inferiores são condicionados por fatores geodinâmicos, usos do solo e impactos de ocupação humana. Por outro lado, as múltiplas escalas espaciais, como, por exemplo, a região hidrográfica, a bacia hidrográfica, os microhabitats têm a capacidade de estruturar as comunidades biológicas, o que cria o mecanismo de filtro ambiental (Macedo *et al.*, 2019). Segundo Tundisi (2016), a hidrologia, o fluxo de água e as vazões dos rios propiciam a manutenção dos ciclos biogeoquímicos, dos ciclos biológicos e a interação entre os seus componentes. Desta forma, as interações entre os fatores bióticos e abióticos dos ecossistemas aquáticos afetam o fluxo de energia, a biodiversidade e o ciclos de nutrientes. Ao mesmo tempo, estes ecossistemas dispõem de gradientes horizontais e verticais, medidos por meio de variáveis físicas e químicas da água, como salinidade, condutividade, oxigênio dissolvido, turbidez, pH e temperatura. Junto a estes gradientes, que não são estáticos, mas móveis de acordo com o tempo e o espaço, estão as comunidades e organismos (Tundisi, 2016).

Assim, a dinâmica e o funcionamento dos ecossistemas têm sido abordados, dentre outras ferramentas, pelo conceito de gradientes ambientais. No caso dos ecossistemas fluviais, possuem as seguintes conectividades: canal/margem (lateral), cabeceira/foz (longitudinal) e meios superficial/subterrâneo (vertical) e têm a capacidade de formar uma complexa rede de interações (Mori, 2014). A largura, a profundidade, a declividade da margem, a velocidade de corrente, o volume de água e a temperatura, características físicas de um sistema fluvial, de acordo com o Conceito do Contínuo Fluvial, RCC (River Continuum Concept), apresentam um gradiente contínuo no sentido da cabeceira para a foz. Na busca pelo equilíbrio, ocorre a redistribuição da energia pelo sistema por meios dos ajustes funcionais e estruturais das organizações biológicas (Vannote *et al.*, 1980).

Habitats e comunidades biológicas se estruturam pelos diferentes ambientes e, muitas vezes, também apresentam um gradiente de distribuição, o que pode ser

um sinal positivo de conectividade e heterogeneidade espacial nos sistemas fluviais e, conseqüentemente, alta biodiversidade. Na conservação e manejo dos ambientes e organismos, é importante compreender a dinâmica longitudinal de um rio para, então, poder conhecer e avaliar melhor a distribuição de organismos aquáticos, as conseqüências de distúrbios naturais e de impactos antrópicos (Vannote *et al.*, 1980).

Por fim, é possível dizer, resumidamente, que dentre os serviços ecossistêmicos prestados pelas bacias hidrográficas estão a regulação de enchentes, oferta de produtos oriundos da pesca, recreação/turismo, prazer estético, estabilização climática, valores culturais, religiosos e de inspiração e, em especial, os serviços hidrológicos tais como a filtragem e purificação da água, o balanceamento dos fluxos estacionais, o controle da erosão e dos sedimentos, bem como da preservação de habitats naturais (Andrade, 2013).

3.1.2. Gradientes ambientais em rios costeiros e estuários: salinidade, variação de marés e sedimentos

O Estuário pode ser definido como um corpo de água costeiro semifechado ligado ao oceano em que a água do mar se mistura à água doce do rio (drenagem continental) e a salinidade se diferencia do oceano aberto. Seus limites são estabelecidos pela influência da maré rio acima (Miranda, 2012). As interações entre as águas dos rios, o solo, as águas do mar e as variações de marés produzem ambientes variados, complexos e dinâmicos, de grande importância na manutenção da diversidade biológica (Campos, 2010).

Ao longo de rios costeiros e estuários ocorre a mistura da água doce do rio com a água salina do oceano estabelece um gradiente de salinidade. Tipicamente, a salinidade aumenta conforme se aproxima do mar, cujas águas, mais densas, fluem abaixo da água doce. A formação geológica local, a amplitude da variação das marés e a quantidade de água doce carregada para a foz criam variados estuários, com variadas circulações (Campos, 2010).

Desta forma, especialmente em zonas estuarinas regulares, e em rios costeiros como o Rio Itapanhaú, as características ambientais variam gradualmente, formando um gradiente longitudinal (ao longo dos canais) e um gradiente lateral (nas margens) (Nunes, 2020). Estes gradientes são, em geral, referentes à salinidade, ao

nível de água e à concentração de nutrientes e propiciam com que haja heterogeneidade espacial e diversidade de habitats (Nunes, 2020).

Em relação à salinidade, o Sistema de Classificação de Águas Marinhas (Tabela 3.1) (*The Venice System for the Classification of Marine Waters According to Salinity*) estabelece diferentes zonações dos ambientes aquáticos, de acordo com os níveis de salinidade. Esta classificação é recomendada para aplicação universal, contudo, deve-se considerar que parâmetros estabelecidos são apenas uma aproximação, diante das fronteiras transitórias para fauna e flora nas diferentes zonas em que a salinidade está presente na natureza, devendo-se, ainda, atentar para as diferenças locais e regionais. Além do mais, o sistema oferece apenas uma média das condições de salinidade da água. Dessa forma, detalhes adicionais a respeito das faixas diurnas, sazonais e anuais, incidências de máximas e mínimas, devem sempre ser levadas em consideração (ASLO, 2003).

Tabela 3.1. Sistema de Veneza para classificação de águas marinhas de acordo com a salinidade (*The Venice System for the classification of marine waters according to salinity*). Fonte: ASLO (2003)

(Sistema Veneza de salinidade simplificado).

Classificação	Valores
Água doce	0-0,5
Oligohalina	0,5-5
Mesohalina	5-18
Polihalina	18-30
Euhalina	30-40
Hiperhalina	>40

Quanto às marés, na costa sudeste do Brasil, o regime “é semidiurno, ou seja, existem duas preamares e duas baixa-mares por dia, com ligeiras desigualdades diurnas entre duas preamares e duas baixa-mares sucessivas” (PM/APA CB, 2014, p. 651). Quanto às maiores amplitudes, ocorrem nas luas cheia e nova, nas chamadas marés de sigízia; as menores amplitudes, por sua vez, se dão nas luas crescente e minguante, conhecidas como marés de quadratura (PM/APA CB, 2014).

Ambas são inferiores a 2 metros e completam dois ciclos por dia lunar (24 h e 50 min) (Nunes, 2020; Nunes *et al.*, 2020). Estas variações de marés, propiciam variações da salinidade e tornam os estuários ambientes bastante complexos (Tundisi; Tundisi, 2013).

Nos estuários há influência das correntes fluviais e das marés. A energia da corrente da maré às vezes é maior que a fluvial, há casos em que se equilibram e também exemplos em que a corrente fluvial é predominante. Estas características vão determinar os sedimentos, sua natureza e deposição (Fontes, 2012). Os rios estabelecem os principais processos de transferência de sedimentos do continente para o mar (Dias, 2004). “Os volumes de materiais sedimentares movimentados ao longo do litoral variam de acordo com a capacidade das fontes (ex. rios, falésias sedimentares, plataforma continental) em abastecer a linha de costa e dos demais processos litorâneos – ondas, ventos, correntes de maré, células de circulação costeira, deriva litorânea, etc.” (Bulhões, 2020, p. 159). Por fim, na geomorfologia e geologia da Baixada Santista, deslocando-se a norte, ocorrem amplas planícies com sedimentos quaternários (Souza-Junior *et al.*, 2007), sendo que a maior parte das planícies costeiras paulistas é constituída por depósitos arenosos originados na última fase transgressiva (Fierz, 2001).

3.1.3. A Vegetação Aquática, o Manguezal e a Restinga: convivência lado a lado

Nos estuários, manguezais e a vegetação aquática desenvolvem diferentes estratégias para sobreviver à salinidade, dentre as quais, por exemplo, reter e/ou adquirir água, manter as funções de fotossíntese preservadas e, ainda, garantir a manutenção da homeostase iônica. Assim, as halófitas são plantas que suportam grandes quantidades de sais na rizosfera, mas mantém o crescimento e desenvolvimento preservados. Por sua vez as glicófitas não possuem a capacidade de se desenvolver em meio à altas taxas de sais. Dessa forma, mecanismos bioquímicos e moleculares ocorrem para suportar o estresse salino tais como a acumulação ou exclusão seletiva de íons, o controle da entrada de íons pelas raízes e seu transporte para as folhas (Esteves; Suzuki, 2008).

As macrófitas aquáticas possuem características particulares em termos de anatomia, fisiologia e ecologia (Esteves, 1998). Sua estrutura é constituída por

aerênquima bem desenvolvido que tem a capacidade de aumentar o fluxo de oxigênio para a raiz. Os tecidos mecânicos e condutores são reduzidos ou mesmo ausentes, e os estômatos são ausentes ou atrofiados (Thomaz; Esteves, 2011). As macrófitas são muito pouco lignificadas, sendo que a água a protege do estresse gravitacional; para a fixação do CO₂, dispõem de folhas largas e finas (Pompeu, 2017). A propagação vegetativa é a forma de desenvolvimento para muitas espécies e sua dispersão e colonização dependem da flutuação de sementes e crescimento de fragmentos (Pompeu, 2017).

Macrófitas aquáticas toleram baixos níveis de oxigênio dissolvido. Têm capacidade de interferir nos ciclos biogeoquímicos nas regiões em que se instalam, pois têm capacidade de reter nutrientes e poluentes, como, por exemplo, fósforo, nitrogênio e metais (Tundisi; Tundisi, 2013; Thomaz; Esteves, 2011).

Observa-se a importância das macrófitas aquáticas por sua capacidade de reduzir a turbulência da água, de filtrar e sedimentar o material alóctone e proteger as margens (Thomaz; Esteves, 2011). Além do mais, a comunidade de macrófitas aquáticas desempenha um importante papel nos ecossistemas aquáticos por sua capacidade de fazer a ciclagem de nutrientes, com absorção dos mesmos “das partes profundas do sedimento, onde não estariam disponíveis para as outras comunidades e os liberam posteriormente para a coluna d’água por excreção ou durante a decomposição da biomassa” (Thomaz; Esteves, 2011, p. 109); possuir intensa produtividade primária, constituindo-se em principal provedor de matéria orgânica para o ecossistema; serem importantes na cadeia de herbivoria e detritívora de animais aquáticos e terrestres, sendo usadas para desova e refúgio; serem produtoras de nitrogênio assimilável; contribuírem para o aumento da heterogeneidade espacial (Thomaz; Esteves, 2011).

As macrófitas aquáticas estabelecem uma zona de transição entre ecossistemas no ambiente aquático, dispõem de diversas estruturas em função da profundidade da coluna d’água e criam diversos e novos habitats para a fauna (Esteves; Suzuki, 2008). Dentre outros serviços ecossistêmicos prestados pelas macrófitas aquáticas estão: a formação de solo, a produção de oxigênio e a provisão de recursos ornamentais. Além do mais, podem ser bioindicadoras de qualidade da água no monitoramento ambiental (Thomaz, 2023).

É possível classificar as macrófitas aquáticas em três principais formas biológicas em relação à sua adaptação ao ambiente aquático: a) emergente: enraizada no sedimento com flores e folhas flutuantes ou emergindo eretas; sombreia o ambiente e impede o desenvolvimento de outros vegetais; libera oxigênio na atmosfera, fora na água; b) flutuante livre ou enraizada (fixa no sedimento): pode cobrir grandes áreas da superfície dos ambientes aquáticos, o que impede a penetração de luz e o desenvolvimento de algas e da vegetação submersa; c) submersa livre [acumulando-se próxima à superfície] ou enraizada (fixa no sedimento): planta com rizóides pouco desenvolvidos e que permanece flutuando submersas na água em locais de pouca turbulência; o oxigênio da fotossíntese se dissolve na água (Thomaz; Esteves, 2011). Há, ainda a anfíbia ou semiaquática, capaz de se adaptar à vida terrestre (sem água) e a epífita (capaz de se instalar em plantas aquáticas) (Tundisi; Tundisi, 2013). São, assim, quatro as principais estratégias adotadas pelas macrófitas aquáticas para sobreviver (emergente; submersa enraizada livre ou enraizada [fixa]; flutuante livre ou enraizada [fixa] e anfíbia) (Bianchini Junior, 2003) (Figura 3.1).

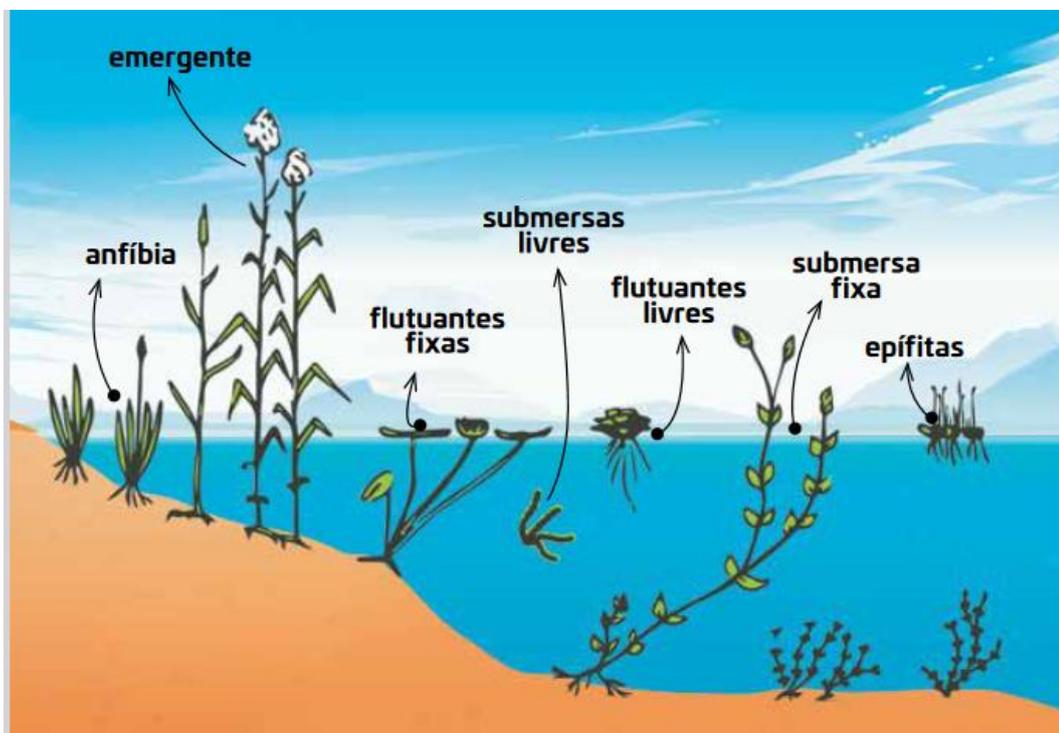


Figura 3.1. Representação esquemática das diferentes formas de vida de macrófitas aquáticas e sua relação com o ambiente aquático. Fonte: CEMIG (2021).

Algumas espécies são adaptadas e tolerantes a elevados níveis de salinidade, enquanto outras ocorrem apenas em ambientes de água doce. Assim, as macrófitas aquáticas podem ser bioindicadoras de salinização, por serem encontradas ao longo de um gradiente de salinidade (Bonocchi, 2006), e da qualidade de água dos ecossistemas aquáticos, porém é necessário um conhecimento prévio de suas características e exigências ambientais que influenciam sua ocorrência e seu desenvolvimento (Nunes, 2020).

A salinidade é um dos principais fatores abióticos limitantes do desenvolvimento de plantas aquáticas, pois pode causar desequilíbrio iônico, estresse e toxicidade, que causam a redução da biomassa, da densidade, da altura, da expansão foliar e do número de folhas. Os efeitos da salinidade, contudo, variam de espécie para espécie, já que algumas espécies de macrófitas aquáticas de ambientes costeiros são capazes de crescer tanto em ambientes salinos como de água doce e podem, inclusive, requerer alguma condição de salinidade para um bom desenvolvimento (Nunes; Camargo, 2020). As interferências antrópicas afetam o desenvolvimento de espécies e a riqueza destas comunidades, alterando também a biodiversidade a elas relacionada (Thomaz; Esteves, 2011). Por exemplo, a salinização das águas e sedimentos em ecossistemas aquáticos pode influenciar os processos ecológicos, alterando a ocorrência de espécies e a distribuição espacial de macrófitas aquáticas (Crain *et al.*, 2004; Nunes; Camargo, 2023).

Macrófitas aquáticas retém sedimentos e colaboram para o balanço de supressão e aporte sedimentar no estuário (Thomaz; Esteves, 2011). Neste contexto, algumas espécies de macrófitas aquáticas estão associadas ao manguezal, formando franjas de vegetação herbácea na borda da floresta de mangue em estuários. Outras espécies e formas de vida ocorrem em bancos (agrupamentos) nas margens das florestas de restinga ao longo de rios costeiros. Assim, estas formas de organização das macrófitas aquáticas promovem a retenção de sedimentos, diminuindo a velocidade de corrente e a erosão de margens (Nunes; Camargo, 2023). Em um estudo em rios costeiros de São Paulo conduzido por Nunes (2020), incluindo o Itapanhaú, as macrófitas aquáticas foram encontradas distribuídas em áreas curtas (até 20 m de largura) e áreas rasas (até 1,5 m de profundidade), de deposição de sedimentos externos à floresta, formando um

mosaico de manchas herbáceas ao longo do gradiente longitudinal dos rios (Nunes, 2020; Nunes *et al.*, 2020).

Manguezais associam-se às margens de rios, barras, lagoas, baías, enseadas, reentrâncias costeiras e às suas desembocaduras. Marés, precipitações, água doce e salgada, sedimentos fluviais e marinhos atuam sobre os manguezais. Seu solo é rico em nutrientes, pobre em oxigênio, lodoso, salgado e úmido. Em estudo conduzido por Américo (2010) no litoral sul de São Paulo, em Cananéia, foi possível constatar, por meio de comparação fotográfica, uma relação positiva entre a colonização de manguezal em área de sedimento que havia sido inicialmente ocupada pela macrófita aquática emergente *Spartina alterniflora* Loisel. Encontrou-se que *S. alterniflora* reteve e preparou o substrato para que plântulas do manguezal da região pudessem crescer (Américo, 2010). Na Figura 3.2 é possível observar perfil de colonização do ecossistema manguezal em Cananéia.

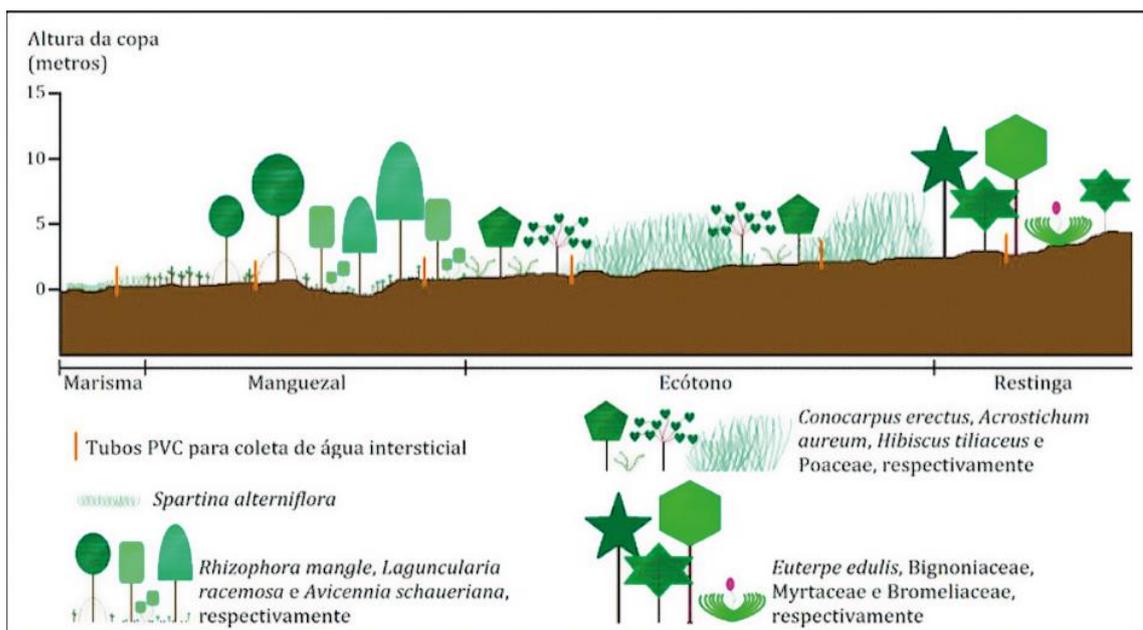


Figura 3.2. Transecto abrangendo marisma (ou banco de macrófitas), manguezal, ecótono e restinga, com espécies e gêneros vegetais (*S. alterniflora* em área correspondente a marisma) encontrados na região de Cananéia, SP. Fonte: Schaeffer-Novelli *et al.* (2015)

A vegetação de restinga está distribuída em locais de alta diversidade biológica. Dependem, primordialmente, das características físico-químicas do solo e menos do clima, sendo consideradas comunidades edáficas por este motivo. O substrato com poucos nutrientes e dessecado, não é propício ao estabelecimento

inicial da vegetação e dessa forma os estágios sucessionais são lentos em relação à vegetação ombrófila e estacional. A reposição após o corte é lenta, de porte menor e menos diversa, podendo levar à prevalência de algumas espécies sobre outras. Este ecossistema frágil tem função fundamental para a estabilização de dunas e mangues e para a manutenção da drenagem natural (CONAMA, 1996).

3.1.4. Monitoramento Ambiental e o Biomonitoramento

A análise de possíveis variações e alterações ambientais em função de determinadas atividades antrópicas pode estar fundamentada no monitoramento ambiental, que é um conjunto de procedimentos de avaliação das condições do ambiente e das características dos ecossistemas ao longo do tempo (Brasil, 2009). No Brasil, ainda não existem exigências legais para o monitoramento ambiental, mesmo este tendo importância reconhecida do ponto de vista ecológico (Camargo, 2016).

No entanto, a Agência Nacional das Águas (ANA) dispõe de uma Rede Hidrometeorológica Nacional (RHN) para o monitoramento hidrológico do Setor Elétrico. No Rio Itatinga, afluente do Rio Itapanhaú em Bertioga, há duas estações da RHN para monitoramento de variáveis hidrológicas e de qualidade de água por satélite na Usina Hidrelétrica de Itatinga. Em âmbito federal, há também o Portal HIDROSAT e o Portal HIDROWEB, ferramentas do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH) para monitoramento hidrológico e de qualidade da água por satélite e por dados coletados em campo, respectivamente.

Em São Paulo, a Política de Recursos Hídricos (1991) estabelece que haja “a proteção dos ecossistemas, da paisagem, da flora e da fauna aquáticas” (artigo 8º, II) e também a promoção do “monitoramento sistemático da quantidade e da qualidade das águas da bacia” (artigo 45, XIII). Assim, a Rede Hidrológica Básica do Estado de São Paulo (DAEE) mede chuvas, vazão de rios, níveis de água subterrâneas e sedimento para definir a oferta de água espacial e temporalmente. O Estado também dispõe do Sistema Integrado, com banco de dados fluviométricos, dados hidrométricos e alertas. Na Bacia do Rio Itapanhaú há cinco estações para dados pluviométricos e uma estação para dados fluviométricos (em Biritiba-Mirim, a 81 km de distância da foz do Rio Itapanhaú). Além disso, desde 2021 está ativa uma plataforma operacional do Sistema AGUASAFE no Rio Itapanhaú, vinculado ao

Núcleo de Pesquisas Hidrodinâmicas-NPH da Universidade Santa Cecília, onde são medidos o nível do rio e a precipitação (Ribeiro *et al.*, 2022). A SABESP, em atendimento à condicionante ambiental 1.33 da Licença Prévia (LP) nº 2507/2016, também realiza o monitoramento hidrológico (duas estações pluviométricas e quatro pluviométricas e fluviométricas) e de salinidade de águas superficiais e de fundo (quatro estações, nos quilômetros 16.3, 17.6, 20.8 e 26.3, a partir da foz) do Rio Itapanhaú (a SABESP não monitora a salinidade do sedimento) (SABESP, 2024). O Plano de Manejo do PERB, preconiza o monitoramento do Rio Itapanhaú somente a partir da transposição de águas, contudo, não estabelece diretrizes a respeito de como será feito.

Assim, nota-se que o monitoramento ambiental de ambientes aquáticos no Brasil é feito por meio de variáveis físicas e químicas da água. Em São Paulo, a CETESB, realiza alguns monitoramentos de variáveis da água em ambientes aquáticos, dentre os quais, índices das comunidades fitoplanctônicas e bentônicas em rios (CETESB, 2021). No entanto, avaliações biológicas mais completas, em relação aos impactos antrópicos nos ecossistemas como um todo, ainda não são adotadas. Para Camargo (2016), monitoramentos em médio e longo prazo, com dados anteriores e posteriores à instalação de um empreendimento ou da ocorrência de um desastre ambiental, são importantes para avaliar os impactos e propor medidas de recuperação ambiental (Camargo, 2016). Para tanto, a inclusão do biomonitoramento, ou seja, o estabelecimento de parâmetros biológicos com base nas respostas de organismos vivos ao meio em que vive, tem grande importância. As respostas dos organismos ao meio aquático fornecem os parâmetros biológicos para avaliação da qualidade da água, já que as perturbações naturais ou antropogênicas que afetam os rios atingem a biota aquática (Buss, 2003). É importante diferenciar eventos naturais de ações humanas para uma melhor compreensão sobre como ações antrópicas atuam sobre os sistemas biológicos e, assim, proteger os ecossistemas de forma mais eficiente (Cairns JR. *et al.*, 1993; Buss *et al.*, 2003).

A adoção da vegetação aquática como indicadora biológica da qualidade do ambiente aquático vem ocorrendo em diversos países (Umetsu, 2018). Assim, mais estudos devem ser feitos para que o biomonitoramento com a vegetação aquática possa ser adotado de forma mais consistente no Brasil. As macrófitas aquáticas têm

uma tolerância espécie-específica às condições ambientais, desta forma, a presença ou ausência de algumas espécies podem indicar determinadas situações nos ambientes aquáticos (Gecheva *et al.*, 2023). Estes vegetais já são bastante estudados e utilizados como bioindicadores, por exemplo, de eutrofização (Santos; Boina, 2017), contaminação por metais pesados (Eid *et al.*, 2020) e integridade ecológica (Umetsu, 2018), no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. Em relação à bioindicação de salinidade no monitoramento ambiental de ecossistemas costeiros ainda há poucos estudos envolvendo macrófitas aquáticas (Kaijser *et al.*, 2019). No entanto, sabe-se que é importante avaliar a faixa de salinidade que espécies toleram, assim como as zonas do gradiente em que estas se distribuem no ambiente aquático a ser monitorado (Kaijser *et al.*, 2019).

Para a CT/MSI (2020), há falta de metodologia clara a respeito do monitoramento da água. Nos estudos estratégicos para abastecimento da RMSP e aportes de novos mananciais (Tabela 2.5) a SABESP e PRIME (2015b) considerou a localização distante do Rio Itapanhaú como um ponto negativo para o empreendimento. Contudo, em relação aos impactos negativos, considerados baixos, foram reputados como pontos positivos. Assim, o monitoramento hidrológico e de salinidade passou a ser realizado somente a partir da emissão da condicionante ambiental pela CETESB (SABESP, 2024) e não previamente. Já o monitoramento de sedimentos, fitoplâncton, zooplâncton, bentos e peixes do “Programa de Monitoramento de Qualidade de Água e Biota Aquática”, constante no EIA-RIMA, é previsto para ocorrer por um curto prazo, dois anos, após o início das operações (SABESP; PRIME 2015c). Para o CT/MSI (2020) é fundamental que haja monitoramento, avaliação biológica e caracterização ambiental de longa duração para que seja possível observar as possíveis alterações ambientais que possam vir a ocorrer com a implantação e operação do empreendimento e, assim, quantificar os impactos no ambiente e avaliar possíveis intervenções e medidas de mitigação que possam ser efetivas para a recuperação ambiental.

A salinização das águas e sedimentos do rio Itapanhaú e uma maior intrusão de água salgada ao longo da bacia podem ocorrer após a transposição de suas águas CT/MSI (2020). Desta forma, espera-se um deslocamento do gradiente de salinidade à montante da bacia, em ambientes atualmente de águas oligohalinas e doces, e conseqüentemente, a alteração na distribuição da vegetação aquática e de

processos ecológicos nos ecossistemas (CT/MSI 2020). Desta forma, o presente estudo pretende trazer dados coletados em 2017, que podem estabelecer parâmetros anteriores ao início da obra e considerações sobre a importância do monitoramento ecológico, discutindo a potencialidade do uso da vegetação aquática como bioindicadora destas alterações ambientais no Rio Itapanhaú.

3.2. OBJETIVO

O objetivo deste trabalho é investigar o potencial de bioindicação da comunidade de macrófitas aquáticas em relação à salinização no rio Itapanhaú. Para tal serão estabelecidos os gradientes de salinidade e de distribuição das espécies e formas de vida das macrófitas aquáticas ao longo do Rio Itapanhaú anteriormente ao início das obras de captação de água.

Foram definidas algumas perguntas, com fim de nortear a pesquisa:

- 1) Existe um gradiente de salinidade no rio Itapanhaú?
- 2) Existe um gradiente de distribuição de espécies e de formas de vida das macrófitas aquáticas no rio Itapanhaú?
- 3) Este gradiente de distribuição de macrófitas aquáticas está atrelado, de alguma forma, ao gradiente de salinidade?
- 4) Qual a importância de estabelecer estes parâmetros existentes antes da obra e da captação da água, parâmetros tais como o do gradiente de salinidade e o da distribuição das espécies e formas de vida das macrófitas aquáticas para o futuro monitoramento do rio e, conseqüentemente, sua preservação, conservação e uso sustentável de suas águas?
- 5) As espécies e as formas de vida de macrófitas poderiam ser adotadas como bioindicadoras de uma eventual e futura salinização do rio Itapanhaú?

Pretende-se, assim, que este estudo traga contribuições e parâmetros para futuras pesquisas sobre monitoramento ecológico e que considerem a vegetação aquática como potencial bioindicadora de salinidade.

3.3. MATERIAIS E MÉTODOS

Este capítulo da dissertação faz parte de um projeto desenvolvido junto ao Laboratório de Ecologia Aquática (LEA) da Universidade Estadual Paulista (UNESP) Câmpus de Rio Claro, parceiro do Laboratório de Biologia de Organismos Marinhos e Continentais (LABOMAC) da Universidade Santa Cecília (UNISANTA). Os dados utilizados aqui foram disponibilizados pelos autores dos trabalhos já realizados na região (Nunes, 2020; Nunes *et al.*, 2020).

3.3.1. Caracterização da Área de Estudo

A Bacia do Rio Itapanhaú localiza-se entre os municípios de Biritiba Mirim (Planalto e escarpas da Serra do Mar) e Bertioga (Baixada Santista, São Paulo), sendo que neste último município encontra-se grande parte de sua extensão planície costeira (Figura 3.3). Possui área de drenagem de cerca de 395 km², em que as nascentes de vários de seus afluentes localizam-se em áreas de maiores elevações na Serra do Mar. De acordo com a classificação climática de Köppen-Geiger, no litoral de São Paulo o clima é tropical úmido, com invernos amenos, chuvas distribuídas por todos os meses e ausência de estação seca (Nunes *et al.*, 2020). O Rio Itapanhaú possui extensão de 40 km (Bertioga, 2022), largura média de 460 m, com profundidades que variam entre 3 a 15 metros (Harari; Godoi, 2021), sendo considerado o rio mais extenso do litoral de São Paulo. O Ribeirão Sertãozinho nasce no município de Biritiba Mirim, encontra o Ribeirão Guacá e forma o Rio Itapanhaú. É no Ribeirão Sertãozinho que ocorrerá a captação de águas para reversão e transposição para a bacia do Alto Tietê. O Rio Itapanhaú faz parte do complexo estuarino Santos-São Vicente-Bertioga e desagua no Canal de Bertioga, uma zona de transição entre as águas provindas dos rios costeiros e as águas do oceano, sendo bastante dinâmico e complexo. A região estuarina da bacia é fortemente influenciada por águas marinhas, devido à variação diária de marés na planície costeira extensa e pouco inclinada, formando um gradiente de salinidade na água e no sedimento (Nunes, 2020).

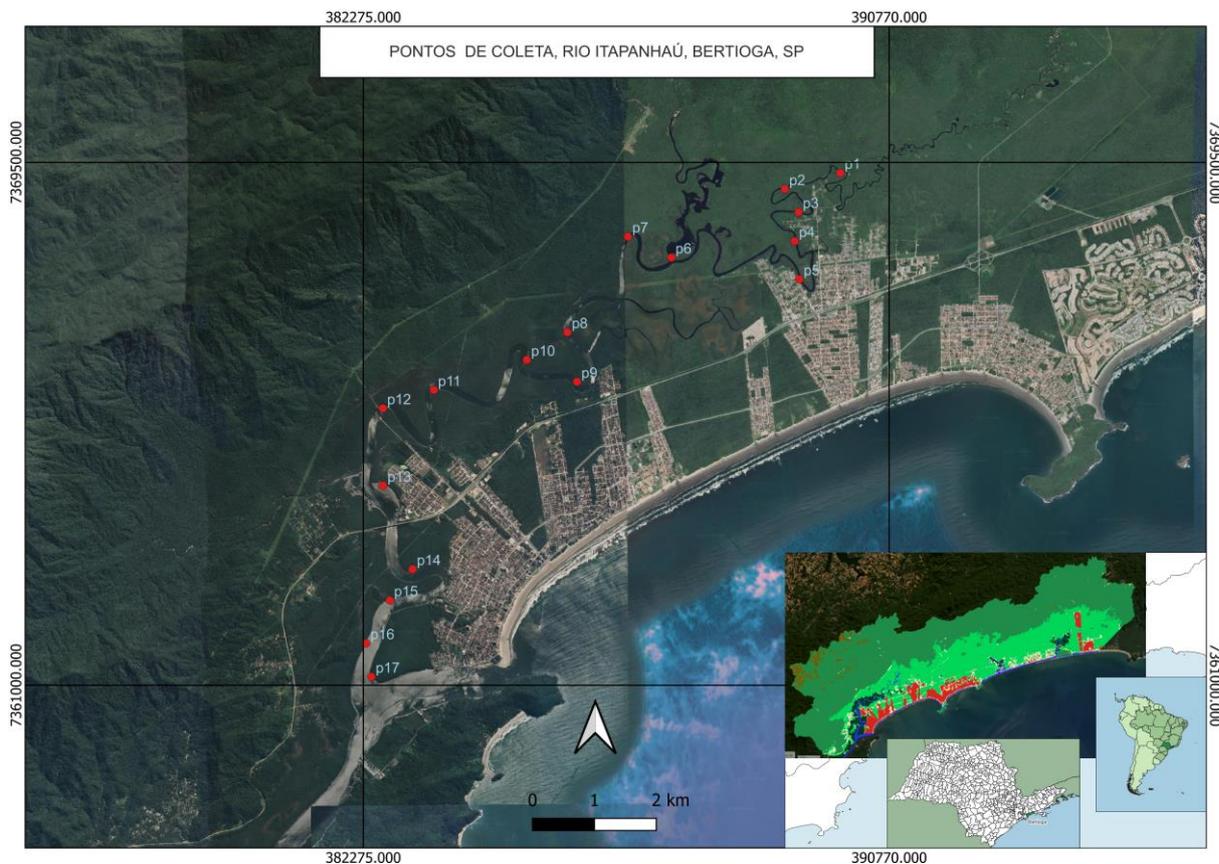


Figura 3.3. Pontos de coleta ao longo do rio Itapanhaú. Fonte: Sentinel Hub EO Browser, IBGE, QGIS 3.28.9, Google Satellite, Plataforma MapBiomas. Elaborado pela autora.

3.3.2. Coleta de dados

A coleta de dados foi realizada em março de 2017 e feita uma só vez, pois a maioria das espécies de macrófitas aquáticas das regiões estuarinas são perenes (Engels; Jensen, 2010). Além disso, em rios costeiros tropicais as espécies de macrófitas aquáticas tendem a ocorrer ao longo de todo o ano, apresentando apenas variações na abundância, como biomassa e densidade, pois as chuvas são constantes e distribuídas ao longo de todo o ano e não ocorre grande amplitude térmica na região de estudo (Nunes *et al.*, 2020). As macrófitas aquáticas estão distribuídas em bancos de até 20 m de largura e em áreas rasas (até 1,5 m de profundidade) de deposição de sedimentos na borda da floresta de mangue e restinga. Estas comunidades vegetais formam um mosaico de manchas herbáceas ao longo do gradiente longitudinal do rio Itapanhaú (Nunes *et al.*, 2020).

O rio Itapanhaú (rio principal da bacia hidrográfica) foi percorrido em uma pequena embarcação de alumínio desde sua foz até o ponto mais distante na planície costeira em que foi possível o acesso embarcado. O trecho mais a montante não foi amostrado, pois encontra-se nas escarpas da Serra do Mar em maiores elevações, apresentando menores profundidades, substrato de maior granulometria e maior velocidade de corrente, características que não são favoráveis para a ocorrência de macrófitas aquáticas. A partir do ponto mais distante na planície costeira (montante), iniciou-se o trajeto em retorno à foz do rio (jusante) com paradas em todos os bancos de macrófitas observados e registros da ocorrência das espécies. Considerou-se como bancos de macrófitas aquáticas (povoamentos) cada mancha de macrófita isolada uma da outra independente de seu tamanho e composição (monoespecífica ou pluriespecífica). Ao total, foram amostrados 17 locais em 25,70 km ao longo do rio Itapanhaú, com base na ocorrência de macrófitas.

As espécies de macrófitas aquáticas encontradas foram registradas e quando não identificadas em campo foram coletadas e herborizadas para posterior identificação. Foram incluídas na amostragem as espécies de macrófitas anfíbias (ou semiaquáticas) ocupando bancos de areia do canal do rio e em até 1,50 m de distância das margens. As espécies submersas foram amostradas através de ganchos. As macrófitas aquáticas foram identificadas no menor nível taxonômico possível utilizando a seguinte literatura: Pott e Pott (2000), Amaral *et al.* (2008) e Rodrigues *et al.* (2017). Os exemplares férteis foram incluídos no herbário HRCB (Herbário Rioclarense, Instituto de Biociências, UNESP). As espécies de macrófitas aquáticas registradas foram classificadas em suas formas de vida, estabelecidas por Chambers *et al.* (2008), incluindo também as anfíbias.

Em cada local de amostragem (bancos de macrófitas aquáticas) foram realizadas coletas de amostras de sedimentos (até 15 cm abaixo do solo) utilizando recipientes plásticos. A vegetação ripária, manguezal ou restinga em cada ponto de coleta foi registrada. A declividade da margem e a largura do rio dos locais de amostragem também foram estimados usando, respectivamente, trena métrica e telêmetro a laser (Laser telemeter Bushnell Yardage Pro 500).

Em laboratório, a salinidade das amostras de sedimento foi determinada através de salinômetro digital (Digital salt-meter Instrutemp Nutra-Wand Combo).

Apenas a salinidade do sedimento ao longo do Rio Itapanhaú foi analisada, pois esta é mais constante (pequena variação) do que a salinidade da água. Segundo Santini *et al.* (2023), a salinidade da água pode ser bastante variável de acordo com as variações de marés, vazão de água doce e precipitação. A partir dos níveis de salinidade, foram estabelecidas zonas ao longo do Rio Itapanhaú (água doce, oligohalina, mesohalina, polihalina, euhalina ou hiperhalina), com base no Sistema de Classificação de Águas Marinhas (*The Venice System for the Classification of Marine Waters According to Salinity*) (ASLO, 2003). Foram realizadas análises granulométricas das amostras de sedimento (silte, argila e areia), de acordo com a escala de Udden-Wentworth (Wentworth, 1922), com sua posterior classificação em três categorias (tipos de sedimento) principais: (1) 50% ou mais de grãos muito finos (silte, argila e areia muito fina); (2) 50% ou mais de grãos finos ou médios (areia fina e média); e (3) 50% ou mais grãos grossos (grossos e muito grossos e areia) (Nunes *et al.* 2020).

Também foram obtidas a distância da foz do rio (seguindo o canal do rio) de cada local de amostragem, utilizando imagens de sensoriamento remoto do Google Earth Pro 7.1 (Google LLC, 2020).

3.3.3. Análise de dados

Para a caracterização do gradiente de salinidade no trecho amostrado, os valores de salinidade do sedimento foram plotados em gráficos scatterplot em relação à distância da foz dos pontos de coleta. A análise de regressão linear foi ajustada aos dados do gradiente de salinidade fornecendo o valor de R^2 e a significância desta relação.

Para visualizar a distribuição das formas de vida ao longo do trecho, foram elaboradas figuras com os pontos de presença de cada forma de vida, utilizando o software QGiz 3.28.9. Gráficos scatterplot da ocorrência das espécies, ocorrência das formas de vida, riqueza de espécies (número de espécies) e riqueza de formas de vida (número de formas de vida) em relação à distância da foz (gradiente de salinidade) foram elaborados usando o software Excel.

3.4. RESULTADOS

É possível verificar que a salinidade do sedimento variou de zero a 19 ppt, estabelecendo condições de água doce (de 0 a 0,5 ppt), água oligohalina (de 0,5 a 5 ppt), água mesohalina (salobra) (de 5 a 18 ppt) e água polihalina (salobra) (de 18 a 30 ppt). A partir do ponto 8 (5 ppt), a 13,5 km da foz (sentido jusante-montante) encontra-se a transição de água salobra para oligohalina e no ponto 5, a 20,6 km da foz, a transição para água doce. A análise de regressão linear simples (valores de R^2 e p) indica que há uma relação inversa significativa entre a salinidade do sedimento e a distância da foz, ou seja, há um gradiente de salinidade com maiores valores de salinidade próximos à foz do rio.

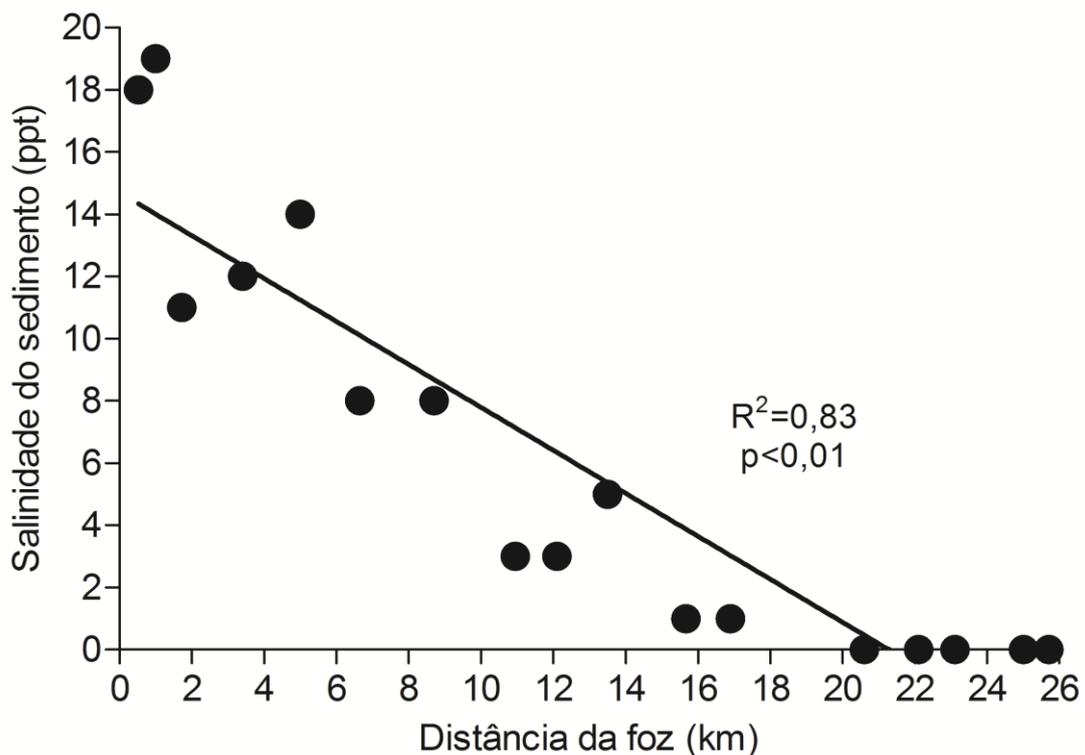


Gráfico 3.1. Gradiente de salinidade do sedimento (ppt) no rio Itapanhaú em relação à distância da foz (km) (sentido jusante-montante) dos pontos de coleta. Fonte: Nunes (2020); Nunes *et al.* (2019) Nunes *et al.* (2021).

Observa-se que na porção do rio sem influência salina, de água doce (entre o ponto de coleta 1 até o 7 e variação de zero a 1 ppt de salinidade), a largura do rio, de 20 m até 60 m, e a declividade da margem, de até 5 %, são menores. Neste

trecho, a partir de 15,66 km até 25,7 km da foz, sentido jusante-montante, caracterizado por águas oligohalinas e doce, há um equilíbrio entre a presença de grãos muito finos e médios no sedimento (silte, argila e areia muito fina, fina e média). Já no trecho que vai de 15,66 km até 0,52 km da foz, sentido montante-jusante, caracterizado por água mesohalina (salobra), passam a ocorrer a transição de grãos finos para médios (areia fina e média) e maior declividade da margem (Tabela 1).

Tabela 3.2. Localização em coordenadas geográficas, largura do rio, categoria do sedimento, declividade da margem e tipo de vegetação ripária de cada ponto de coleta no Rio Itapanhaú. Fonte: Nunes (2020).

Pontos de Coleta	Localização (UTM)	Largura do rio (m)	Categoria do Sedimento *	Declividade da margem (%)	Vegetação ripária
1	23K 389983 7369328	20	2	4,67	Restinga
2	23K 389085 7369068	25	2	4,67	Restinga
3	23K 389307 7368691	30	1	4,67	Restinga
4	23K 389243 7368220	40	1	5,00	Restinga
5	23K 389319 7367600	60	2	5,00	Restinga
6	23K 387252 7367953	80	1	5,00	Restinga
7	23K 386550 7368293	60	1	5,00	Restinga
8	23K 385572 7366738	65	1	9,17	Restinga
9	23K 0385728 7365934	90	1	11,33	Manguezal/Restinga
10	23K 0384916	135	1	8,33	Manguezal

	7366289				
11	23K 0383414 7365800	105	1	13,33	Manguezal
12	23K 0382590 7365503	110	1	10,33	Manguezal
13	23K 0382594 7364244	333	1	4,17	Manguezal
14	23K 0383070 7362886	240	1	5,83	Manguezal
15	23K 0382704 7362379	242	2	9,17	Manguezal
16	23K 0382320 7361680	225	1	6,67	Manguezal
17	23K 0382405 7361136	300	2	4,67	Manguezal

*1 - grãos muito finos (50% ou mais de silte, argila e areia muito fina); 2 - grãos finos e médios (50% ou mais de areia fina e média);

Em relação à macrófitas aquáticas, foram encontradas 13 espécies de macrófitas aquáticas distribuídas em 11 famílias taxonômicas. Não foi registrada nenhuma espécie exótica (Tabela 3.2).

Tabela 3.3. Lista de espécies de macrófitas aquáticas encontradas no Rio Itapanhaú, suas respectivas formas de vida, famílias taxonômicas e nomes populares, e os pontos de coleta em que foram registradas. Fonte: Nunes et al. (2019).

Formas de vida	Família	Espécie	Nome Popular	Pontos de Coleta *
EMERGENTE	ACANTHACEAE	<i>Hygrophila costata</i> Nees & T. Nees	junta-de-cobra, erva-do-brejo	2 (1)
	AMARYLLIDACEAE	<i>Crinum americanum</i> L.	açucena-da-água	1, 6, 7, 8, 9, 10, 11 (7)
	CYPERACEAE	<i>Rhynchospora corymbosa</i> (L.) Britton	navalha-de-macaco, capim-navalha	2, 3, 6 (3)
		<i>Schoenoplectus californicus</i> (C.A.Mey.) Soják	capim de esteira, junco	1, 2, 7, 8 (4)
	POACEAE	<i>Leersia hexandra</i> Sw.	arroz-bravo, grama-do-brejo	4 (1)
		<i>Spartina alterniflora</i> Loisel.	Capim-do-mangue	10, 11, 12, 13, 14, 17 (6)
ANFÍBIA	PTERIDACEAE	<i>Acrostichum danaeifolium</i> Langsd. & Fisch.	Feto, avencão-do-mangue	9 (1)
FLUTUANTE LIVRE	ARACEAE	<i>Pistia stratiotes</i> L.	alface-d'água	4, 5 (2)
	PONTEDERIACEAE**	<i>Pontederia crassipes</i> Mart. **	aguapé, aguapé-de-flor-roxa	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 (7)
	SALVINIACEAE	<i>Salvinia molesta</i> D.S. Mitch.	salvinia, orelha-de-rato	1, 2, 3, 4, 5, 6 (6)
FLUTUANTE ENRAIZADA	NYMPHAEACEAE	<i>Nymphaea rudgeana</i> G. Mey	aguapé-da-meia-noite	6 (1)
SUBMERSA ENRAIZADA	CABOMBACEAE	<i>Cabomba furcata</i> Schult. & Schult. f.	cabomba-vermelha, rabo-de-raposa	4 (1)
	HYDROCHARITACEAE	<i>Egeria densa</i> Planch.	elódia, erva-d'água	2, 3, 4, 6 (4)

*Entre parênteses o total de pontos de coleta em que a espécie foi encontrada

** *Pontederia crassipes* (Pontederiaceae) (como *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms (Polygonaceae) em Nunes et al. (2019)

Dentre as formas de vida com espécies mais ricamente distribuídas entre os pontos de coleta encontram-se: a) as emergentes: *Crinum americanum* (Amaryllidaceae), localizada em 7 pontos, tanto em água doce e oligohalina (pontos 1, 6 e 7) como em água mesohalina (salobra) (pontos 8, 9, 10, 11) e *Spartina alterniflora* (Poaceae), encontrada em 6 pontos, somente em água salobra (pontos 10, 11, 12, 13, 14, 17); b) flutuantes livres: *Pontederia crassipes* (Polygonaceae), localizada em 7 pontos (1, 2, 3, 4, 5, 6, 7) e *Salvinia molesta* (Salviniaceae), encontrada em 6 pontos (1, 2, 3, 4, 5, 6), ambas em água doce. Nos pontos de coleta 15 e 16, salinidade do sedimento de 11 ppt e 19 ppt, respectivamente, não há

ocorrência de vegetação aquática (Tabela 2; Figura 4). Somente as emergentes encontram-se distribuídas tanto em água doce (de 0 a 0,5 ppt) e oligohalina (0,5 a 5 ppt) quanto em água polihalina e mesohalina (salobra) (de 5 a 18 ppt). A forma de vida anfíbia (ponto de coleta 9, de 3 ppt) encontra-se na faixa de transição entre a água doce/oligohalina e a água salobra (no ponto de coleta 8 a salinidade do sedimento encontrada foi de 5 ppt (Tabela 3.2, Figura 3.4).

Nesta distribuição espacial, destacam-se algumas espécies: (i) *Spartina alterniflora* (emergente) foi a única espécie encontrada em condições polihalina e mesohalina (18-8 ppt); (ii) *Crinum americanum* (emergente) ocorrendo tanto em condição mesohalina quanto em oligohalina e doce (8-0 ppt); (iii) *Hygrophila costata* e *Leersia hexandra* (emergentes), *Pistia stratiotes* (flutuante livre) e *Cabomba furcata* (submersa enraizada), todas ocorrendo apenas em água doce (<0 ppt) (Figuras 3.2 e 3.3).

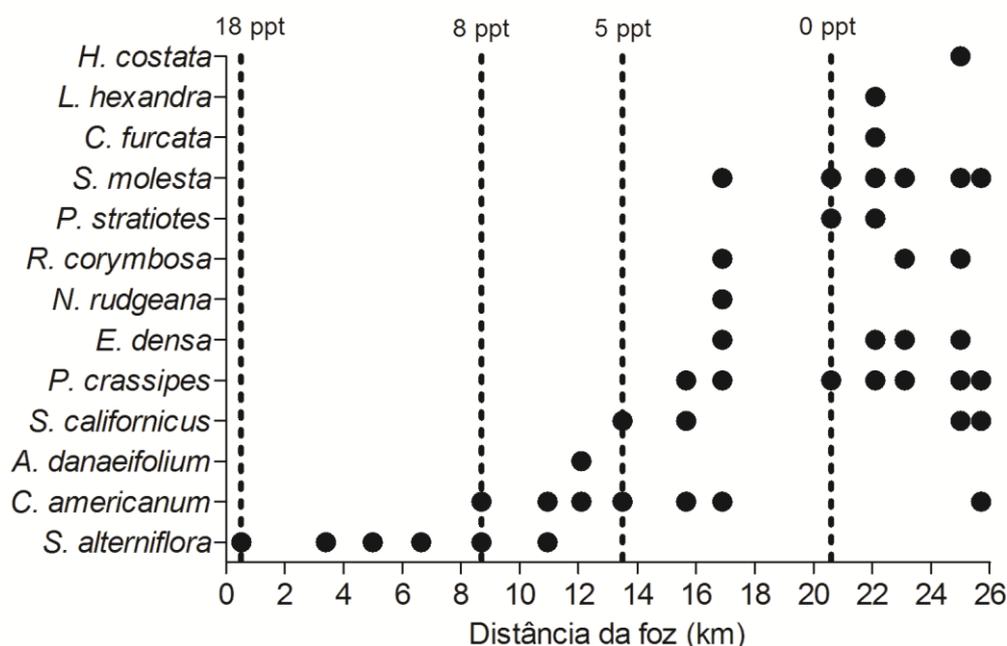


Gráfico 3.2. Distribuição das espécies de macrófitas aquáticas ao longo do Rio Itapanhaú (sentido jusante-montante). As linhas pontilhadas representam as faixas de salinidade do sedimento em relação à distância da foz. As espécies estão listadas na Tabela 3.3. Fonte: Nunes (2020); Nunes *et al.* (2019).

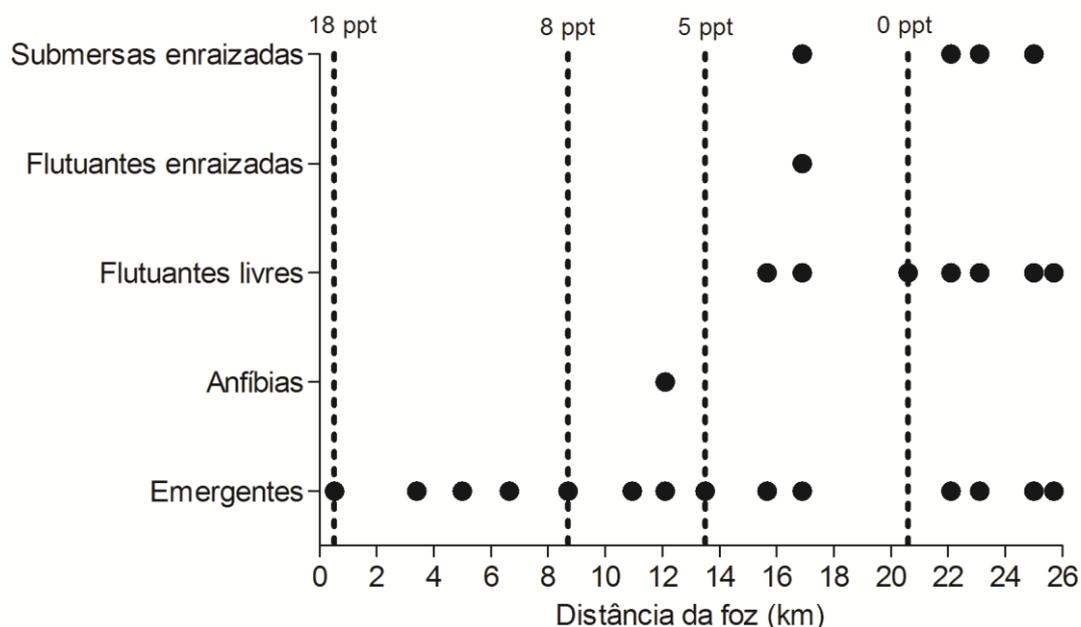


Gráfico 3.3. Distribuição das formas de vida de macrófitas aquáticas ao longo do Rio Itapanhaú (sentido jusante-montante). As linhas pontilhadas representam as faixas de salinidade do sedimento em relação à distância da foz. As espécies classificadas em cada forma de vida estão apresentadas na Tabela 2. Fonte: Nunes (2020); Nunes *et al.* (2019).

As formas de vida flutuantes livres, flutuante enraizadas e submersas enraizadas estão distribuídas somente em água doce e oligohalina (entre zero e 1 ppt), perfazendo 6 famílias botânicas e 6 espécies. Foi possível constatar que estas 3 formas de vida encontram-se em local do rio com largura de até 60 metros e declividade da margem de até 5 %. As emergentes, por sua vez, localizam-se em locais do rio com grande e pequena largura (20 m a 300 m) e declividade da margem variando de 4,67 a 13,33 % (Figura 3.6; Tabela 3.1).

Na região de transição entre a água doce e salobra foi encontrada a forma de vida anfíbia (salinidade de 3 ppt), com uma família botânica e uma espécie. Por fim, distribuída ao longo de 14 do total de 17 pontos de coleta foi encontrada a forma de vida emergente (salinidade de zero a 19 ppt), presente, desta forma tanto em água doce como em água salobra. Foram encontradas 4 famílias botânicas e 6 espécies de forma de vida emergente (Tabela 3.2).

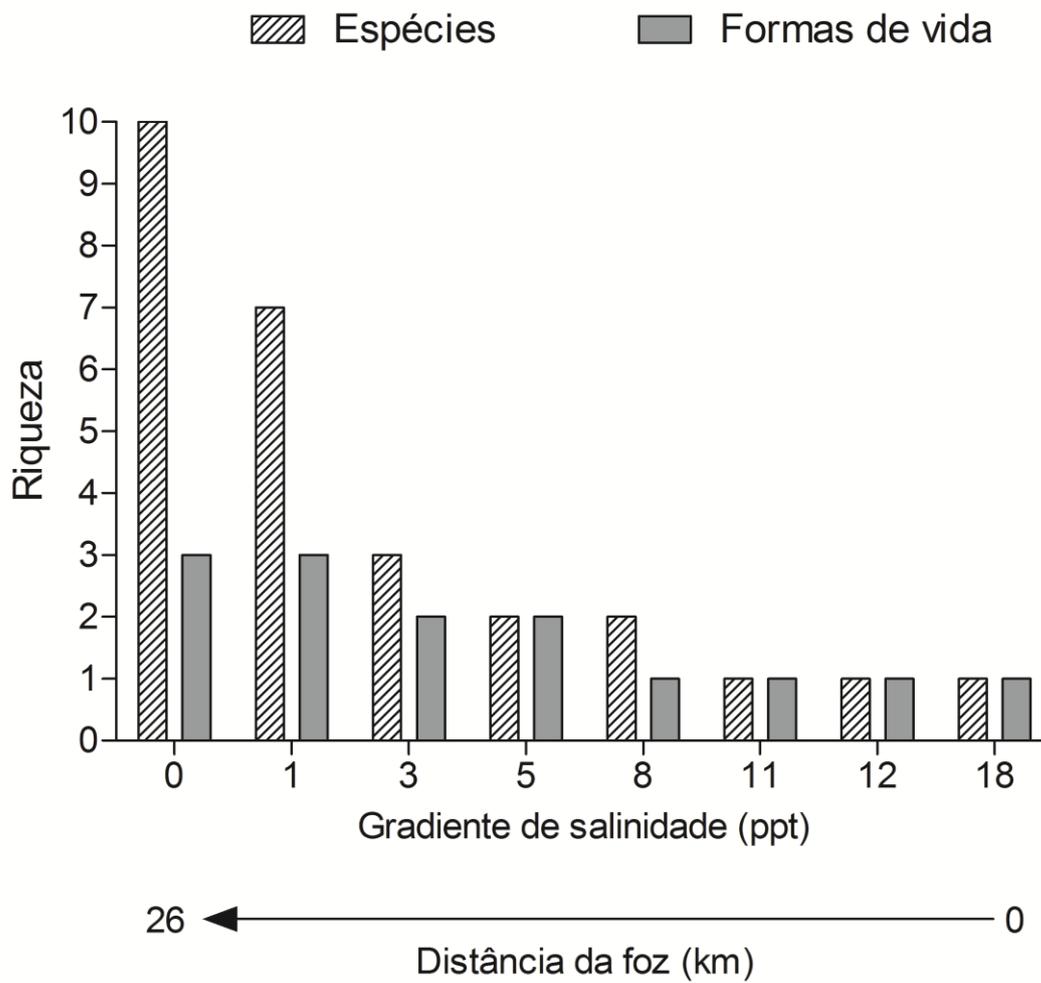


Gráfico 3.4. Riqueza de espécies e de formas de vida de macrófitas aquáticas ao longo do gradiente de salinidade e distância da foz do rio Itapanháú (sentido jusante-montante). Fonte: Nunes (2020); Nunes *et al.* (2019).

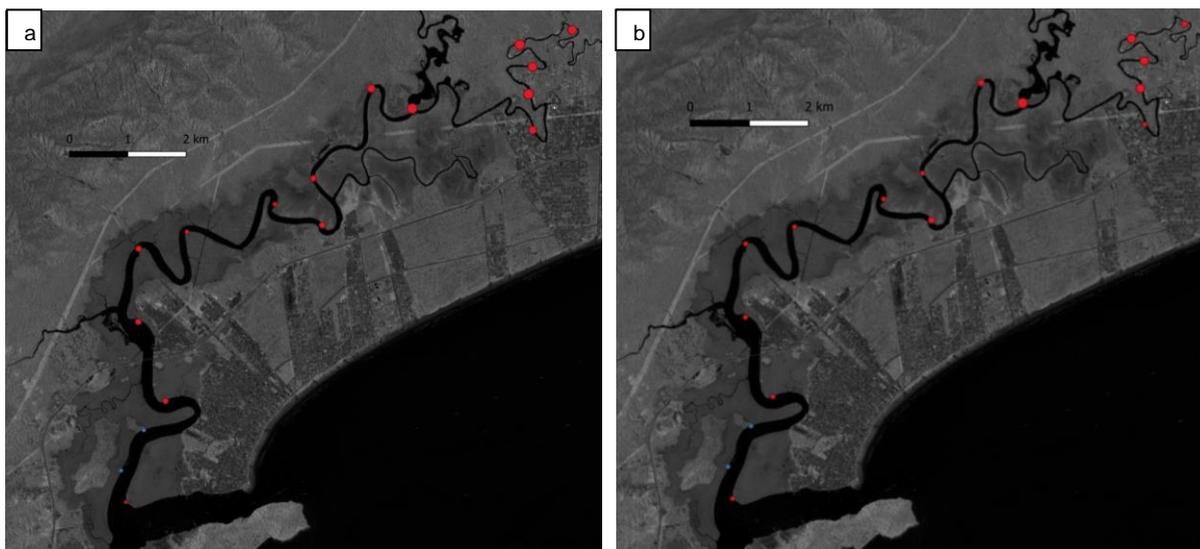


Figura 3.4: a) Distribuição das espécies em cada ponto de coleta ●●●●●● (1, 2, 3, 4 e 6 espécies, respectivamente), com maior ocorrência em água doce; b) Distribuição do número de formas de vida em cada ponto de coleta ●●●● (1, 2, 3 e 4 formas de vida, respectivamente), com maior ocorrência em água doce. Nos pontos azuis não há ocorrência de vegetação aquática). Fonte: Sentinel Hub EO Browser, QGis 3.28.9. Elaborado pela autora.

A riqueza de espécies e de formas de vida aumenta conforme a salinidade diminui com o distanciamento da foz. Ou seja, há uma relação inversa entre a riqueza e a salinidade. No trecho entre 18 e 8 ppt (11º ponto de coleta), a 8,7 km da foz, *S. alterniflora* foi a única espécie encontrada. Após este trecho, a espécie deixou de ser a única espécie encontrada, e passou a coocorrer com outra espécie emergente, *C. americanum*. Verifica-se que tanto espécies quanto formas de vida encontram-se mais ricamente distribuídas nos locais mais distantes da foz, em que a salinidade é inexistente ou tem pouca influência (até 1 ppt) (Figura 3.12).

3.5. DISCUSSÃO

Ao longo do rio Itapanhaú, observou-se um marcado gradiente de salinidade no sedimento, indicando que esta bacia é bastante influenciada por águas marinhas. De fato, Nunes *et al.* (2020) relataram que a grande influência de águas marinhas tanto na bacia do rio Itapanhaú como em outras bacias costeiras ao sul do estado de São Paulo, deve-se às extensas e planas áreas na planície costeira, as quais são percorridas por estes rios. Desta forma, rios extensos em planícies costeiras, apresentam acentuados meandros e áreas de remanso, com baixa velocidade de corrente (Nunes *et al.*, 2021) e diferenciados habitats que favorecem a ocorrências

de várias formas de vida das macrófitas aquáticas (Nunes *et al.*, 2020). Assim, as diferenças na largura do rio, a declividade da margem, o tipo de sedimento, as distâncias da foz, características do ambiente aquático no espaço, somados ao gradiente de salinidade, podem contribuir para a heterogeneidade ambiental que beneficia as macrófitas aquáticas, em especial, a riqueza de formas de vida (Dibble, 2005; Nunes; Camargo, 2023). Em geral, as macrófitas aquáticas encontram-se em ecossistemas rasos, onde influenciam a ciclagem de nutrientes e contribuem para a diversidade de espécies como um todo (Thomaz; Cunha, 2010).

3.5.1. Captação e reversão de águas no rio Itapanhaú e a salinização dos ambientes aquáticos

A vegetação aquática é muito sensível à salinidade e a diminuição da vazão do rio Itapanhaú, com a captação e reversão de águas a montante de sua bacia, poderá provocar um aumento de intrusão e cunha salina, das águas marinhas no rio Itapanhaú. Este fato pode vir a afetar tanto a vegetação aquática quanto os ecossistemas associados a ela, como manguezal e restinga (CT/MSI, 2020). No rio Elbe, na Europa Central, observou-se (Engels; Jansen, 2009) que um possível aumento de águas salinas e salobras a montante, devido a ações antrópicas, poderia levar a uma redução nas áreas de águas doce colonizadas pela vegetação aquática. Desta forma, ações antrópicas em combinação com as alterações climáticas, levantam preocupações sobre o futuro estado ecológico da ecossistemas aquáticos, sendo necessários mais esforços no sentido de compreender a organização das comunidades de macrófitas aquáticas diante do aumento da salinidade (Moreira *et al.*, 2023).

No caso do Rio Itapanhaú, com a possibilidade de aumento da intrusão salina, poderia ocorrer tanto a perda de algumas espécies e formas de vida de macrófitas aquáticas quanto a alteração de sua distribuição ao longo da bacia, pois estes vegetais podem ser bastante sensíveis aos diversos níveis de salinidade (Nunes; Camargo, 2018). Desta forma, o estabelecimento de um gradiente de distribuição de macrófitas aquáticas ao longo do Rio Itapanhaú, ocorrência das suas espécies e formas de vida, correlacionadas ao gradiente de salinidade pode contribuir para o monitoramento de potenciais alterações ambientais (principalmente níveis de salinidade) decorrentes da transposição de águas da bacia, além das

mudanças climáticas, como o aumento do nível do mar. De acordo com a CT/MSI (2020), a suspensão da captação deveria ocorrer tão logo indícios preocupantes do aumento da salinidade do rio fossem constatados.

3.5.2. Macrófitas aquáticas

No rio Itapanhaú as espécies e formas de vida de macrófitas aquáticas ocorrem formando um gradiente de distribuição em diferentes zonas de distribuição em relação a salinidade, ou seja, algumas espécies e formas de vida são exclusivas de zonas de maior ou menor salinidade, enquanto outras também ocupam zonas de salinidade intermediária. Assim, a zonação de macrófitas aquáticas nos ecossistemas costeiros está relacionada com o gradiente de salinidade.

Em um estudo conduzido por Nunes *et al.* (2019), que abrangeu oito rios costeiros do estado de São Paulo, observou-se que os rios Itanhaém e Itapanhaú, os mais longos do litoral paulista, possuem características geomofológicas semelhantes, correm em extensas planícies costeiras e apresentam os maiores gradientes longitudinais de salinidade (Nunes *et al.*, 2021). Estas características podem explicar a relação entre o gradiente de salinidade e o gradiente de distribuição de espécies e formas de vida das macrófitas, assim como a grande riqueza de formas de vida, encontrados no presente estudo ao longo do rio Itapanhaú. No rio Itapanhaú registrou-se a ocorrência de diversas formas de vida de macrófitas aquáticas, sendo que as formas de vida flutuantes fixas e livres e as submersas, foram encontradas apenas nos dois rios (Itanhaém e Itapanhaú), dentre os oito pesquisados. Nos demais, constatou-se a presença unicamente de formas de vida emergentes e anfíbias (que também ocorrem no Itanhaém e Itapanhaú) (Nunes *et al.*, 2021), evidenciando a importância do rio Itapanhaú para a diversidade de macrófitas aquáticas das bacias costeiras do estado de São Paulo.

Verifica-se que a riqueza de espécies e de formas de vida de macrófitas aquáticas aumenta com a redução da salinidade ao longo do gradiente do rio Itapanhaú. A maior riqueza de espécies (11 espécies) foi encontrada em 0 ppt de salinidade do sedimento (entre 20,6 e 25,7 km da foz). A menor riqueza de espécies (1 espécie) foi encontrada entre 18 e 8 ppt de salinidade do sedimento (entre 0,52 e 8,7 km da foz). De fato, uma relação inversa entre salinidade e riqueza de espécies vegetais tem sido observada em estuários (Sgarbi *et al.*, 2011), assim como

observamos para as macrófitas aquáticas ao longo do rio Itapanhaú. Este mesmo padrão crescente de riqueza com a diminuição da salinidade também foi encontrado em outros estudos. Por exemplo, Smith *et al.* (2009) encontraram, em estudo em 58 pântanos salgados, na Austrália, uma forte relação inversa entre diversidade de macrófitas aquáticas e a salinidade. Crain *et al.* (2004), em estudo em região temperada, observaram uma segregação das plantas ao longo do gradiente de salinidade, com a presença de plantas tolerantes à salinidade em locais onde as condições de salinidade são mais severas. Em um rio costeiro tropical, Leung (2005) constatou ser a salinidade fator principal de separação entre as comunidades de macrófitas aquáticas, com um grupo tolerante à água salobra e outro encontrado apenas em água doce. Em relação ao rio Itapanhaú, é possível verificar esta distribuição ao longo do gradiente de salinidade. Ou seja, no gradiente das espécies e formas de vida das macrófitas aquáticas, verifica-se que a grande maioria, tanto espécies quanto formas de vida, encontra-se presente em águas doces e oligohalinas, com poucas espécies sobrevivendo em água salobra.

3.5.3. Formas de vida no rio Itapanhaú

3.5.3.1. Emergentes e anfíbias

Ao longo do gradiente de salinidade do rio Itapanhaú, a espécie emergente *S. alterniflora*, halófito, foi a única espécie encontrada na zona de maior salinidade do rio, sendo registrada exclusivamente no baixo estuário (salinidade de 18 a 8 ppt). Esta espécie é adaptada a uma vasta escala de salinidade, possuindo glândulas salinas para excreção de NaCl através das folhas (Liphschitz; Waisel, 1982; Esteves; Suzuki, 2008) e coocorre com *C. americanum*, glicófito, outra espécie emergente, em alguns pontos de salinidade intermediária (de 8 ppt). Ao mesmo tempo, *C. americanum* também está presente em zonas de salinidade inferior ou inexistente, em água doce e oligohalina (de 0 a 5 ppt), não sendo encontrado em áreas com salinidade superior a 8 ppt. Estas duas espécies também foram encontradas formando este mesmo padrão de distribuição espacial em outros rios costeiros no litoral sul do estado de São Paulo (Nunes *et al.*, 2021).

Spartina alterniflora é capaz de suportar diferenciados níveis de salinidade, é considerada uma espécie nativa na costa atlântica das Américas e associa-se a florestas de mangue e a ambientes estuarinos salinos do Brasil (Nunes, 2020;

Nunes; Camargo, 2020b). Sabe-se também que este padrão de distribuição pode ser resultado de processos competitivos e de tolerância ao estresse salino (Nunes; Camargo, 2018). Desta forma, havendo alterações no gradiente de salinidade e salinização do rio Itapanhaú, a *S. alterniflora* pode passar a dominar um maior trecho do rio (Nunes; Camargo, 2020). Observe-se que *C. americanum* está presente em sete dos 17 pontos de coleta (pontos de coleta 1, 6, 7, 8, 9, 10 e 11) com salinidade do sedimento variando entre oito e zero ppt. Contudo, por não ser encontrado em locais com salinidade superior a 8 ppt, pode passar a migrar rio acima com o aumento da intrusão salina no rio, deixando de estar presente em alguns dos trechos em que se ocorre atualmente.

Quando espécies não tolerantes a salinidade predominam em um ecossistema, o aumento da salinidade pode resultar na redução da riqueza de espécies, com substituição das não tolerantes por espécies halófitas. Quanto maior a presença de espécies tolerantes a salinidade em ecossistemas de água doce, maior será a capacidade de resistência e resiliência das comunidades às perturbações e, provavelmente, suas estruturas e integridade funcional em diferentes condições de salinidade serão mantidas (James *et al.*, 2003). No caso do Itapanhaú, no baixo estuário, somente uma espécie é encontrada, a halófita *S. alterniflora*, que terá, provavelmente, maior capacidade de adaptação e sobrevivência, podendo passar a predominar no estuário como um todo.

O aumento da salinidade em ecossistemas de água doce pode levar a efeitos negativos e letais em comunidades aquáticas inteiras, promovendo uma vacância em muitos nichos ecológicos (Telesh *et al.*, 2013). No caso das macrófitas não tolerantes a salinidade, estes nichos ecológicos vagos podem ser tomados por macrófitas halófitas (Telesh *et al.*, 2013; Davis *et al.*, 2003). Macrófitas não tolerantes a salinidade podem não sobreviver com apenas pequenos aumentos na salinidade. As tolerantes, por sua vez, podem lidar melhor com ligeiros aumentos de salinidade e exibir uma vantagem competitiva em relação às não tolerantes ao sal, o que, em certa medida, pode levar o ecossistema aquático a ser dominado por espécies tolerantes à salinidade (Goodman *et al.*, 2010). Contudo, o aumento contínuo da salinidade, também pode colocar em risco as espécies tolerantes, devido ao estresse salino (Moreira *et al.*, 2022). Neste caso, no rio Itapanhaú, até mesmo a halófita *S. alterniflora* pode vir a sofrer com aumentos contínuos de

salinidade e passar a ter dificuldade para sobreviver. Note-se, ainda, que algumas espécies emergentes foram encontrada apenas em águas doces, como a *Hygrophila costata* e a *Leersia hexandra*.

A forma de vida anfíbia, representada por uma única espécie (*Acrostichum danaeifolium*), por sua vez, foi encontrada no ponto 9, com 3 ppt de salinidade no sedimento, em água oligohalina, à 12,1 km da foz. A partir deste ponto, no rio Itapanhaú, continuam a ocorrer as emergentes, mas também todas as outras formas de vida (a partir de 1 ppt), aumentando, portanto, a riqueza de espécies e formas de vida. A forma de vida anfíbia, pode-se dizer, demarca uma transição no rio Itapanhaú, de água salobra para água doce, passando pela condição oligohalina (intermediária entre água doce e salobra).

3.5.3.2. Flutuantes livres, flutuantes enraizadas e submersas

Em relação à riqueza de formas de vida, esta aumenta entre 5 e 0 ppt de salinidade (a partir de 10,95 até 25,7 km da foz), com a ocorrência de macrófitas flutuantes e submersas. Ainda poucos estudos têm sido desenvolvidos com foco na zonação de determinados grupos ou formas de vida de macrófitas aquáticas no gradiente de salinidade (Telesh *et al.*, 2013; Moura; Henry-Silva, 2018; Nunes *et al.*, 2020). Isto porque a maioria dos estudos sobre a vegetação aquática em ecossistemas estuarinos ainda é desenvolvida em marismas de regiões subtropicais e temperadas, onde apenas espécies de macrófitas emergentes ocorrem (Kunza; Pennings, 2008; Guo; Pennings, 2012; Guo *et al.*, 2014). No entanto, em rios costeiros tropicais é esperada a ocorrência de diversas formas de vida ao longo do gradiente ambiental (Nunes *et al.*, 2020), assim como observamos no rio Itapanhaú, em relação ao gradiente de salinidade.

Do total de 13 espécies e 5 formas de vida de macrófitas aquáticas registradas no rio Itapanhaú, 10 espécies e 3 formas de vida (flutuantes livres, flutuantes enraizadas e submersas enraizadas) ocorreram apenas em zonas oligohalinas (≤ 5 ppt; $> 0,5$ ppt) ou doces ($< 0,5$ ppt a 0 ppt), demonstrando a grande contribuição das espécies flutuantes e submersas a montante do rio para a diversidade da vegetação aquática (há também espécies emergentes ocorrendo apenas em água doce, *Hygrophila costata* e *Leersia hexandra*). Em relação às zonas à montante (áreas oligohalinas e doces), o aumento da salinidade na bacia

pode resultar na redução da riqueza de espécies. Por exemplo, Haller *et al.* (1974) observaram que *P. stratiotes* e *P. crassipes*, espécies flutuantes livres, em estresse salino exibiram sintomas como folhas torcidas, clorose e necrose, mesmo em níveis de salinidade relativamente baixos. Estes mesmos autores observaram o apodrecimento e a morte de espécies macrófitas submersas em níveis de salinidade relativamente baixos. No rio Itapanhaú, as espécies *H. costata*, *L. hexandra* e *R. corymbosa* (emergentes), *P. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta* (flutuantes livres), *N. rudgeana* (flutuante enraizada), bem como as submersas enraizadas *C. furcata* e *E. densa*, todas presentes apenas em águas doces e oligohalinas (com até 1 ppt), provavelmente, resistem ao *spray* marinho que chega do mar, devido à proximidade da linha de costa, (Nunes, 2020; Nunes *et al.*, 2019). Contudo, o aumento da intrusão salina no rio, na água e sedimento, pode realmente vir a comprometer a sobrevivência destas espécies.

Os efeitos da salinização nos processos ecossistêmicos podem ser efêmeros, prolongados ou até mesmo irreversíveis, uma vez que a salinidade pode limitar bastante as interações entre diferentes grupos taxonômicos e funcionais, beneficiar espécies mais tolerantes ao sal em detrimento das mais intolerantes. Assim, os efeitos da salinização sobre as macrófitas de água doce dependerão não apenas da tolerância à salinidade, mas também da tolerância que peixes, zooplâncton, fitoplâncton e perifíton terão, o que pode impactar a dinâmica da competição e da predação nos ambientes aquáticos (Moreira *et al.*, 2022). Verifica-se que a resposta das macrófitas a distúrbios relacionados ao aumento da salinidade tem duas estratégias principais: a da tolerância e a da evitação. A estratégia de evitação pode ser caracterizada pela capacidade das plantas de produzirem mudas ou propágulos ativos, dormentes ou não, que são transportados pelo fluxo de água ou se depositam no sedimento, em busca de condições adequadas de salinidade. A tolerância à salinidade não depende apenas de características herdadas geneticamente pela planta, mas também do seu histórico de vida, do tipo de perturbação e da quantidade de tempo de exposição. A taxa de acúmulo de sais também é determinante, já que com aumentos lentos, as macrófitas são mais propensas a se aclimatar e tolerar a salinização. No entanto, aumentos repentinos podem ser letais ou subletais (Moreira *et al.*, 2022).

Dessa forma, mais uma vez, salienta-se aqui a importância do monitoramento ecológico contínuo do rio Itapanhaú, para a detecção de condições adversas e preocupantes e do potencial de bioindicação das macrófitas aquáticas.

3.5.4. Monitoramento ambiental e macrófitas como bioindicadoras de salinidade

As macrófitas podem ser influenciadas pela salinidade presente no ambiente, a partir do momento que os sais presentes na coluna de água e nos sedimentos estejam em contato parcial ou total com suas folhas, caules e raízes (quando presente), salientando-se, contudo, que algumas espécies submersas podem apresentar uma boa tolerância à salinidade (Moreira *et al.*, 2022). Tecidos diretamente expostos sofrem mais com o estresse salino. Assim, é esperado que o estresse salino esteja mais presente em espécies de macrófitas submersas do que em emergentes, devido à completa imersão no corpo d'água e desde que não sejam tolerantes à salinidade (Moreira *et al.*, 2022). Quatro tipos de estresse são, em geral, associados à salinidade: o osmótico, o iônico, o oxidativo e o nutricional. A maioria dos sintomas comumente observados são a senescência das folhas mais velhas, a clorose (amarelecimento progressivo das folhas devido à oxidação da clorofila), e a necrose (progressiva coloração marrom-avermelhada dos tecidos vegetais, que leva à morte) dos brotos (Moreira *et al.*, 2022). Os efeitos da salinização nos processos ecossistêmicos podem ser efêmeros, prolongados ou até mesmo irreversíveis, uma vez que a salinidade pode limitar bastante as interações entre diferentes grupos taxonômicos e funcionais, beneficiar espécies mais tolerantes ao sal em detrimento das mais intolerantes (Moreira *et al.*, 2022).

Em ambientes aquáticos costeiros, as comunidades de macrófitas aquáticas e a vegetação ripária encontram-se bastante associadas ao gradiente de salinidade. Um deslocamento do gradiente de salinidade, com a elevação dos níveis de salinidade à montante da bacia, em ambientes atualmente de águas oligohalinas e doces, e conseqüentemente, a alteração na distribuição de espécies vegetais e de processos ecológicos pode vir a ocorrer (CT/MSI, 2020). Marins *et al.* (2003) em um estudo no Rio Jaguaribe (CE) detectaram a migração do manguezal rio acima, devido aos barramentos no rio e a sua salinização. Já Hadlich *et al.* (2015)

associam a morte da vegetação de mangue em municípios da Bahia ao aumento da salinidade ocasionado, dentre outros fatores, às variações da pluviometria e comportamento hidrológico local.

Neste contexto, podemos pensar na potencial migração do manguezal para montante do rio, bem como da macrófita *S. alterniflora*, espécie bastante associada a este ecossistema em estuários do sudeste do Brasil. Esta espécie emergente pode passar a dominar o baixo e médio estuário e começar a ser encontrada no alto estuário, o que não ocorre até o presente momento. Guo e Pennings (2012) encontraram evidências de que *S. alterniflora* requer a presença de enxofre para seu crescimento adequado, que está presente de forma muito mais marcante em condições de salinidade do que na água doce. Este fato reitera achados de que em baixa salinidade *S. alterniflora* apresenta fotoinibição e, assim, pouca biomassa emergente (Guo; Pennings, 2012). Portanto, a intrusão salina poderia beneficiar a presença desta espécie rio acima. Dessa forma, *S. alterniflora* é uma espécie a ser observada. A eventual presença dominante no estuário como um todo pode servir de alerta. Assim, mais estudos deveriam ser conduzidos no sentido do potencial desta espécie como bioindicadora de salinidade no Itapanhaú.

Em estudo em ambiente lêntico e em região temperada, ambiente diverso do diferente do Itapanhaú, saliente-se, em lagoas costeiras na região da Apúlia, na Itália, que recebem a influência marinha, Tursi *et al.* (2023), constatam ser a salinidade um parâmetro muito importante para a modelagem da biodiversidade de assembleias de macrófitas aquáticas. No estudo conduzido pelo autores, a salinidade foi avaliada como o fator principal para a distribuição e composição das comunidade de macrófitas. Tursi *et al.* (2023) consideram ser fundamental melhor compreender as macrófitas aquáticas para a implementação de estratégias de gestão que levem à manutenção do bom estado ecológico dos sistemas aquáticos, valendo-se das macrófitas como indicadores biológicas para o monitoramento.

O potencial de bioindicação das macrófitas aquáticas foi investigado por Veldkornet *et al.* (2016). Estes autores estudaram macrófitas aquáticas em quatorze estuários temperados ao longo da costa da África do Sul. As macrófitas aquáticas foram avaliadas em associação a variáveis físico-químicas, dentre as quais a salinidade. No caso, neste estudo, em uma abordagem univariada e multivariada, demonstrou-se que espécies comuns de *salt marshes* (pântanos salgados) não são

bons bioindicadoras, pois ocorrem em uma ampla faixa de valores de variáveis físico-químicas que foram medidas, possuam grande plasticidade genética e fenotípica e provavelmente resistirão ao aumento do nível do mar. Contudo, as espécies menos comuns foram consideradas de grande potencial de bioindicação. Note-se, aqui, que as condições geográficas e ecossistêmicas deste estudo, estuários temperados, são bastante diferentes das do Rio Itapanhaú, mas é importante verificar como as conclusões a respeito do uso da vegetação aquática como bioindicadora de salinização são sempre afirmativas.

Nos dados do estudo referente ao rio Itapanhaú, na região de maior salinidade, o baixo estuário, de água salobra, somente uma espécie foi encontrada, a emergente *S. alterniflora*. Ao mesmo tempo, as emergentes *Hygrophila costata* e *Leersia hexandra*, a flutuante livre *Pistia stratiotes* e a submersa fixa *Cabomba furcata* foram encontradas somente em água doce. É, assim, provavelmente importante observar atentamente alterações na composição e distribuição das macrófitas nestes dois diferentes ambientes do rio.

Para a bacia do rio Itapanhaú, alguns pesquisadores especialistas emitiram pareceres após exigência da CETESB de complementação de informação ao EIA-RIMA (Relatório de Informação Complementar - RIC). Em relação a implantação do empreendimento, e apesar de darem pareceres favoráveis, não descartam em nenhuma hipótese a necessidade de monitoramento das condições ambientais e ecológicas (Tundisi, 2016; Gianella, 2016). Por exemplo, Tundisi (2016), em um levantamento em 25 pontos do Rio Itapanhaú, medindo temperatura, salinidade, oxigênio (mg/L), oxigênio saturado, pH, profundidade, condutividade elétrica, turbidez da água, constatou a existência de um gradiente no Rio Itapanhaú. A maioria das estações de coleta do estudo apresentou caráter de água salobra próximo ao estuário, com níveis variáveis de intrusão salina. O autor considera que com a redução da vazão do Rio Itapanhaú haverá flutuações na salinidade e alterações na zona de transição. Contudo, afirma, sua magnitude não trará efeito significativo na produtividade primária, na biodiversidade ou na composição das comunidades, já que não será extremada. Assim, Tundisi (2016) acredita que a salinidade poderá aumentar em alguns pontos do estuário, mas para o autor estas alterações ocorrerão dentro da variação natural, diurna, sazonal ou interanual e não terão impacto significativos na organização do ecossistema e de sua estrutura e

função. Para o autor, o manguezal, a restinga e suas comunidades vegetais e animais não serão colocados em risco em termos de produtividade e biodiversidade, pois já estão adaptados a flutuações e gradientes horizontais de transição. No caso, seria importante saber se este aumento da intrusão salina prevista com o empreendimento não irá, de fato, afetar as comunidades de macrófitas aquáticas mais sensíveis à salinidade, como previsto pelo autor, o que somente um monitoramento ecológico acurado permanente poderia detectar.

Assim, Tundisi (2016) considera fundamental o monitoramento da qualidade da água no estuário e no Rio Itapanhaú antes, como durante e após a instalação do empreendimento. De acordo com o autor, estações de coleta devem monitorar tanto o estuário como o Rio Itapanhaú ao longo da planície costeira. Tundisi (2016) recomenda que em cada ponto de coleta sejam determinados os parâmetros físicos (temperatura da água, condutividade, salinidade e turbidez), químicos (pH, oxigênio dissolvido, potencial redox), as comunidades de bentos e vegetação de mangue e restinga. Dessa forma, será possível acompanhar qualquer alteração, afirma o autor. Além do mais, Tundisi (2016) recomenda o acompanhar por meio de imagens de satélite, a fisiografia de toda a área afetada e a conectividade dos rios tributários.

Gianesella (2016) afirma que com a transposição do Rio Itapanhaú provavelmente ocorrerá um rearranjo nos mosaicos vegetacionais e da fauna associada, mas que a diversidade de fauna e flora da região não serão afetadas. A autora conclui que não haverá fragmentação de habitats e que a conectividade das matas será mantida, desde que mantidas as atuais condições de ocupação urbana. Gianesella (2016) acredita que tal expectativa somente é viável graças à presença das áreas protegidas e zonas de amortecimento na área, em tamanhos e localizações adequados, as quais devem ser mantidas. Por fim, a autora conclui ser necessário o permanente monitoramento da área, por meio de imagens de satélite. Gianesella (2016) enfatiza que monitorar parcelas fixas da cobertura vegetal é fundamental para que a zonação e sucessão em bosques de mangue seja bem compreendida. Resta saber se a expansão urbana será realmente detida e se os bosques de mangue não passarão por alterações com o aumento da salinidade, já que há trechos do Rio Itapanhaú que encontram-se fora no PERB e do PESM.

Na gestão de estuários, atenção especial deve ser dada à dinâmica da salinidade e ao monitoramento desta variável. Usos da água a montante e sua inter-

relação com o oceano devem fundamentar a gestão integrada no sentido de verificar a real disponibilidade hídrica (Loitzenbauer; Mendes, 2011). Por fim, vale salientar que o Rio Itapanhaú, de usos múltiplos como abastecimento público, navegação, turismo, pesca, lazer, preservação da fauna e flora, etc, tem seu médio e baixo estuário caracterizados por alta e média vulnerabilidade, em grande parte em função do lançamento de esgotamento doméstico não tratado no rio, de acordo com a CETESB (2023). Já a fragilidade ambiental das áreas de manguezal e restinga foram apontadas, por Giancesella (2016), como muito alta e alta.

3.6. CONCLUSÃO

Observou-se que as espécies e formas de vida de macrófitas aquáticas se distribuem formando um gradiente ao longo do rio Itapanhaú relacionado ao gradiente de salinidade. Sabe-se que esta vegetação aquática é muito sensível à salinidade e que a diminuição da vazão do rio, com a captação de água na nascente, poderá provocar um aumento da cunha salina e intrusão salina no rio. Este fato pode ainda ser agravado com as mudanças climáticas, o aumento do nível do mar e quedas na precipitação, que pode vir a afetar tanto a vegetação aquática quanto os ecossistemas associados a ela, como manguezal e restinga (CT/MSI, 2020).

Algumas das espécies e formas de vida das macrófitas, especialmente flutuantes e submersas, hoje presentes no rio Itapanhaú, podem vir a desaparecer (haverá redução de diversidade) e poderá haver alteração na distribuição espacial e riqueza de espécies e formas de vida. Por fim, as dinâmicas ecológicas do ecossistema aquático em que as macrófitas desempenham um importante papel, como a ciclagem de nutrientes e a grande diversidade de habitats e nichos, podem sofrer desequilíbrio (CT/MSI, 2020). Tal condição poderia, favorecer o desenvolvimento acelerado de algumas espécies de macrófitas mais adaptadas à salinidade e/ou o aparecimento de espécies exóticas invasoras (CT/MSI, 2020).

Já há consenso quanto ao fato de que a perda de diversidade biológica pode reduzir funções dos ecossistemas bem como sua resiliência, levando à perda de diversidade genética (Smith *et al.*, 2009). Desta forma, a presença de macrófitas em

ambientes heterogêneos, como é o caso do rio Itapanhaú, são importantes para a estabilidade e qualidade do ambiente aquático (Dibble, 2005). Além disso, ações antrópicas em combinação com as alterações climáticas levantam preocupações sobre o futuro estado ecológico dos ecossistemas de água doce, sendo necessários mais esforços no sentido de compreender as interações das comunidades de macrófitas com o aumento da salinidade (Moreira *et al.*, 2022). Nabout *et al.* (2022) observaram um aumento na produção de artigos relacionados a ambientes aquáticos, em geral, mas em menor quantidade se comparados com os ambientes terrestres. Já Cunillera-Montcusí *et al.* (2022) salientam que estudos sobre os impactos da salinização dos ecossistemas, com análises a respeito das funções e serviços ecossistêmicos são raros e que os riscos para a saúde humana são pouco avaliados.

Este trabalho buscou, assim, estabelecer parâmetros com dados coletados anteriormente ao início das obras do empreendimento, chamar a atenção para a importância do monitoramento ecológico e do potencial das macrófitas aquáticas como bioindicadoras do aumento da salinidade e da intrusão salina no Rio Itapanhaú. Saliente-se que os dados aqui apresentados poderão se somar aos dados já coletados e analisados na região, como levantamentos do EIA-RIMA, pareceres técnicos complementares do licenciamento ambiental e estudos e pesquisas acadêmicas. No entanto, novas pesquisas mais abrangentes são necessárias, inclusive em outras épocas do ano, a fim de verificar pequenas alterações na distribuição da vegetação aquática, dentre outras análises, com vistas a aprimorar a viabilidade do monitoramento ecológico da salinidade no Rio Itapanhaú com as macrófitas aquáticas.

3.7. TRABALHO FUTURO

Em visita ao Rio Itapanhaú, em dezembro de 2023, foi avistada pela autora a espécie *Polygonum* sp. (POLYGONACEAE), emergente, em trecho do rio de águas doces e oligohalinas (fotos por Leandro Vilaça e autora, em Apêndice). Em futuro próximo, nova visita deve vir a ser realizada no rio para coleta para o Herbário da UNISANTA e também para correta identificação. Vale afirmar que este fato só vem

reforçar a riqueza em termos de diversidade biológica do Rio Itapanhaú e a importância de preservá-lo e conservá-lo.

3.8. REFERÊNCIAS

AMARAL, M. C. E., V. BITTRICH, A. D. FARIA, L. O. ANDERSON, and Y. S. AONA. **Guia de campo para plantas aquáticas e palustres do Estado de São Paulo**. Holos, Ribeirão Preto, Brasil, 2008.

AMÉRICO, J. **Conectividade Insular: um estudo da presença de *Spartina alterniflora* nas Ilhas de Cananéia e Comprida**. Dissertação de mestrado. Departamento de Geografia (Geografia Física) da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

ANDRADE, D. C. **Valoração Econômico Ecológica – Bases Conceituais e Metodológicas**. São Paulo: Annablume, 2013. 268 p.

AONA, L. Y. S.; AMARAL, M. C. E. Hydrocharitaceae. Online. In: WANDERLEY, M. G. L.; SHEPHERD, G. J.; GIULIETTI, A. M.; MELHEM, T. S. (coordenadores). **Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo**. Volume 2. São Paulo: FAPESP: RiMa, 2002.

ASLO (2003) - *The Venice System for the Classification of Marine Waters According to Salinity*. **Association for the Science of Limnology and Oceanography**, vol. 3, issue 3, pp. 346-347, 1958. Disponível em: <https://aslopubs.onlinelibrary.wiley.com/action/showCitFormats?doi=10.4319%2Flo.1958.3.3.0346&mobileUi=0>. Acesso em 09/10/23.

BERTIOGA, Prefeitura Municipal. **Conheça a história de Bertioiga**. 2022. Disponível em: <http://www.bertioiga.sp.gov.br/cidadao/historia/>. Acesso em: 03 dez. 2022.

BIANCHINI JUNIOR, I. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In: THOMAZ, S.M.; BINI, L.M. **Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas**. Capítulo 4. Editora da Universidade Estadual de Maringá, 2003.

BONOCCHI, K.L. **Dinâmica populacional das macrófitas aquáticas emersas *Spartina alterniflora* Loiseleur, *Crinum procerum* Carey e *Scirpus californicus* Steud, na Bacia do Rio Itanhaém, SP**. 2006. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Biologia Vegetal) - Instituto de Biociências - Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2006.

BRASIL, 2009. **Programa nacional de capacitação de gestores ambientais: licenciamento ambiental**, MMA: Brasília, 2009. Disponível em: <https://www.terrabrasilis.org.br/ecotecadigital/index.php/estantes/gestao/257-programa-nacional-de-capacitacao-de-gestores-ambientais>. Acesso em: 03 dez. 2022.

BULHÕES, E. Erosão costeira e soluções para a defesa do litoral. *In*: MUEHE, D.; LINS-DE-BARROS, F. M.; PINHEIRO, L. (orgs.). **Geografia Marinha: Oceanos e Costas na Perspectiva de Geógrafos**. Capítulo 29. Rio de Janeiro: PGGM, 2020.

BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Cadernos de Saúde Pública**. Rio de Janeiro, v.19, n.2, p. 465-473, 2003.

CAIRNS JR., J.; MCCORMICK, P. V.; Niederlehner, B. R. *A proposed framework for developing indicators of ecosystem health*. **Hydrobiologia**, v. 263, p. 1-44, 1993.

CAMARGO, A.F.M. Uma visão ecológica sobre o desastre de Mariana. **Revista Pensata**, v. 5, n. 2, p. 105-112, 2016.

CAMPOS, M. L. A. M. C. **Introdução à biogeoquímica de ambientes aquáticos**. Campinas, SP: Editora Átomo, 2010. 209 p.

CAMPANELI, L. B.; SILVA, J. B.; OLIVEIRA, V. P. S. Percepção ambiental de pescadores e do poder público municipal sobre as mudanças no estuário do Rio Paraíba do Sul (Rio de Janeiro, Brasil). **Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego**. Campos dos Goytacazes/RJ, v.12, n.2, p. 248-259, 2018.

CEMIG. **Macrófitas Aquáticas. Caracterização e importância em reservatórios hidrelétricos**. Belo Horizonte: Cemig, 2021, 96 p.

CETESB. **Qualidade das Águas Interiores no Estado**. Apêndice E. Índices de Qualidade das Águas, Critérios de Avaliação da Qualidade dos Sedimentos e Indicador de Controle de Fontes. 2021

CETESB. Infoáguas - Sistema **INFOÁGUAS**. 2023 - <https://cetesb.sp.gov.br/infoaguas/>

CHAMBERS, P. A., P. A. LACOU, K. J. MURPHY, and S. M. THOMAZ. *Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater*. **Hydrobiologia**, v. 595, p. 9–26, 2008.

CONAMA. **Resolução 7**. Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA, 1996.

COUTINHO, R. L. M; BARRETO, M. B.; SANTOS, G. S. Riqueza e diversidade de macroinvertebrados associados aos pecíolos da samambaia *Acrostichum Danaeifolium* langsd. & fisch. (PTERIDACEAE). **Anais do XI Congresso de Ecologia do Brasil**, Porto Seguro – BA, 2013. Disponível em: <https://www.seb-ecologia.org.br/revistas/indexar/anais/xiceb/pdf/8212.pdf>. Acesso em 05/10/23.

CRAIN, C. M.; SILLIMAN, B. R.; BERTNESS, S. L.; BERTNESS, Mark D. *Physical and Biotic Drivers of Plant Distribution across Estuarine Salinity Gradients*. **Ecology**, v. 85, n. 9, p. 2539-2549, 2004.

CT/MSI - Movimento Salve O Rio Itapanhaú, 2020. **Colaboração técnica tendo em vista os potenciais impactos à área do Parque Estadual das Restingas de Bertioiga (PERB) devido ao projeto de transposição das águas do Rio**

Sertãozinho-Itapanhaú. Manifestação Elaborada em Atendimento a Pedido Judicial no Âmbito da Ação Civil Pública 100632-852017.8.26.007 para o Conselho do Parque Estadual da Restinga de Bertiooga. Autoria Coletiva. Mauricio Forlani, Renan de Azevedo Ruffo, Gislene Torrente-Vilara, Ronaldo José Torres, João Alexandre Saviolo Osti, Renan Parmigiani, Laís Samira Correia Nunes, Luccas Henrique Gomes, Bruno De Almeida Lima, Cleber Vinicius Vitorio Da Silva, Luís Felipe Natálio, Fabrício Gandini Caldeira, Raphael Roberto Rodrigues. Disponível em: https://drive.google.com/file/d/11MPGbp2Tr2BQ9QrmUiXg_isnBzUWbDmM/view?usp=sharing> Acesso em: 03 dez. 2022.

CUNILLERA-MONTCUSÍ, D.; BEKLIOĞLU, M.; CAÑEDO-ARGÜELLES, M.; JEPPESEN, E.; Ptacnik, R.; AMORIM, C. A.; ARNOTT, S. E.; BERGER, S. A.; BRUCET, S.; DUGAN, H. A.; GERHARD, M.; HORVÁTH, Z.; LANGENHEDER, S.; NEJSTGAARD, J. C.; REINIKAINEN, M.; STRIEBEL, M.; URRUTIA-CORDERO, P.; VAD, C. F.; ZADEREEV, E.; MATIAS, M. *Freshwater salinisation: a research agenda for a saltier world.* **Trends in Ecology & Evolution**, v. 37, n. 5, p. 440-453, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.12.005>.

DAVIS, J. A.; MCGUIRE, M.; HALSE, S. A.; HAMILTON, D.; HORWITZ, P.; MCCOMB, A. J.; FROEND, R. H.; LYONS, M.; SIM, L. *What happens when you add salt: predicting impacts of secondary salinisation on shallow aquatic ecosystems by using an alternative-states model.* **Australian Journal of Botany**, v. 51, p. 715–724, 2003.

DIAS, J. A. **A análise sedimentar e o conhecimento dos sistemas marinhos.** E.book. Universidade do Algarve, Faro: 2004.

DIBBLE, E. D. O papel ecológico das plantas aquáticas nos corredores de Biodiversidade. **Cadernos de Biodiversidade.** Diretoria de Biodiversidade e Áreas Protegidas, DIBAP, Instituto Ambiental do Paraná, IAP, Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Paraná. Curitiba: DIBAP/IAP, v. 5, n.1, 2005.

DUTILH, J. H. A. Amaryllidaceae. Online. *In*: WANDERLEY, M. G. L.; SHEPHERD, G. J.; GIULIETTI, A. M.; MELHEM, T. S. (coordenadores). **Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo.** Volume 4. São Paulo: FAPESP: RiMa, 2005.

EID, E. M.; GALAL, T. M.; SEWELAM, N. A.; TALHA, N. I.; ABDALLAH, S. M. *Phytoremediation of heavy metals by four aquatic macrophytes and their potential use as contamination indicators: a comparative assessment.* **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, p.12138–12151, 2020.

ENGELS, J. G.; JENSEN, K. *Role of biotic interactions and physical factors in determining the distribution of marsh species along an estuarine salinity gradient.* **Oikos**, v. 119, p. 679–685, 2010.

ESTEVEZ, B. S.; SUZUKI, M. S. S. Efeito da salinidade sobre as plantas. **Oecologia Brasilienses**, v. 12 (4), p. 662-679, 2008.

FEIST, S. E.; HOQUE, M. A.; AHMED, K. M. *Coastal salinity and water management practices in the Bengal Delta: a critical analysis to inform salinisation risk*

management strategies in Asian deltas. **Earth Systems and Environment**, v. 7:p 171–187, 2023. <https://doi.org/10.1007/s41748-022-00335-9>.

FERES, F.; AMARAL, M. C. E. Nymphaeaceae. *In*: WANDERLEY, M. G. L.; SHEPHERD, G. J.; GIULIETTI, A. M.; MELHEM, T. S. (coordenadores). **Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo**. Volume 3. São Paulo: FAPESP: RiMa, 2003a.

FERES, F.; AMARAL, M. C. E. Cabombaceae. *In*: WANDERLEY, M. G. L.; SHEPHERD, G. J.; GIULIETTI, A. M.; MELHEM, T. S. (coordenadores). **Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo**. Volume 3. São Paulo: FAPESP: RiMa, 2003b.

FIERZ, M. S. M. Fragilidade ambiental na bacia hidrográfica do rio Itapanhau. **Observatório Geográfico de América Latina**. 2001. Disponível em: <http://observatoriogeograficoamericalatina.org.mx/resultadosbusqueda.php>. Acesso: 22/02/23.

FLORA/UFRGS. Flora Campestre. Online. Universidade Federal Rio Grande do Sul, UFRGS, 2023. Disponível em: <https://www.ufrgs.br/floracampestre/>. Acesso em 05/10/23.

FLORA DE SANTA CATARINA. Um guia visual das espécies de plantas do estado de Santa Catarina. *Spartina alterniflora*. Online. Disponível em: <https://floradesantacatarina.wordpress.com/poaceae/spartina-alterniflora/>. Acesso em 05/10/23.

FONTES, A. L. **Estuários e planícies de mar**. Aula 6. Centro de Educação Superior à distância, CESAD. Universidade Federal de Sergipe. 2012. Disponível em: https://cesad.ufs.br/ORBI/public/uploadCatalogo/15492216022012Geomofologia_Costeira_6.pdf. Acesso: 24/08/23.

GECHEVA, G.; STANKOVA, S.; VARBANOVA, E.; KAYNAROVA, L.; GEORGIEVA, D.; STEFANOVA, V. *Macrophyte-Based Assessment of Upland Rivers: Bioindicators and Biomonitors*. **Plants**, v. 12 (6), p. 1366, 2023. <https://doi.org/10.3390/plants12061366>.

GIANESELLA, s. m. f. Impactos da redução de vazão na região do mangue em Bertioxa. Subsídios, discussões e avaliações. Parecer Técnico. *In*: SABESP e PRIME. **Relatório de Informação Complementar - Atendimento à Informação Técnica** No 041/15/IEOH. 2016.

GOODMAN, A. M.; GANF, G. G.; DANDY, G. C.; MAIER, H. R.; GIBBS, M. S. *The response of freshwater plants to salinity pulses*. **Aquatic Botany**, v. 93, p. 59–67, 2010.

GUO, H.; PENNING, S. C. *Mechanisms mediating plant distributions across estuarine landscapes in a low-latitude tidal estuary*. **Ecology**, v. 93, n. 1, p. 90–100, 2012.

GUO, H.; WIESKI, K.; LAN, Z.; PENNING, S. C. *Relative influence of deterministic processes on structuring marsh plant communities varies across an abiotic gradient*. **Oikos**, v. 123, p. 173–178, 2014.

HADLICH, G. M.; GARCIA, K. S.; ANDRADE, C. L. N.; UCHA, J. M. Estrutura da vegetação na transição apicum – manguezal e indicações de alterações ambientais. **Cadernos de Geociências**, v. 12, n. 1-2, p. 69-76, 2015.

HALLER, W.T., SUTTON, D.L., BARLOWE, W.C. *Effects of Salinity on Growth of Several Aquatic Macrophytes*. **Ecological Society of America**, v. 55, pp. 891–894, 1974.

HARARI, J.; GODOI, S. S. Oceanografia física costeira e estuarina. *In*: HARARI, J. (org.). **Noções de Oceanografia**. São Paulo: Instituto Oceanográfico, 2021. E-book. Capítulo 9: p. 205-223.

JAMES, K. R.; CANT, B.; RYAN, T. *Responses of freshwater biota to rising salinity levels and implications for saline water management: a review*. **Australian Journal of Botany**, v. 51, p. 703, 2003.

JEPPESEN, E.; ENTREKIN, S.; SARMA, S. S. S.; PADISÁK, J. (2023). *Effects of induced changes in salinity on inland and coastal water ecosystems: editor summary*. **Hydrobiologia**, 850, 4343–4349. <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05352-x>.

KAIJSER, W.; KOSTEN, S.; HERINGB, D. *Salinity tolerance of aquatic plants indicated by monitoring data from the Netherlands*. **Aquatic Botany**, v. 158, 2019.

KUNZA, A. E.; Pennings, S. C. Patterns of Plant Diversity in Georgia and Texas Salt Marshes. **Estuaries and Coasts**, v. 31, p. 673–681, 2008.

LEUNG, R. **Distribuição de macrófitas aquáticas em relação a variáveis ambientais em ecossistemas lóticos da bacia do rio Itanhaém**. Tese de doutorado. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Biologia Vegetal) - Instituto de Biociências - Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2005, 132 p.

LIPHSCHITZ, N.; WAISEL, Y. *Adaptation of plants to saline environments: salt excretion and glandular structure*. *In*: SEN, D.N.; RAJPUROHIT, K.S. (Eds.) **Contributions to the ecology of halophytes. Tasks for vegetation science**, v. 2. 1982.

LOITZENBAUER, E.; MENDES, C. A. B. A dinâmica da salinidade como uma ferramenta para a gestão integrada de recursos hídricos na zona costeira: uma aplicação à realidade brasileira. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, v. 11(2), p. 233-245, 2011. Disponível em: https://www.aprh.pt/rgci/pdf/rgci-248_Loitzenbauer.pdf. Acesso em 08/11/23.

LONGHI-WAGNER, H. M. SPARTINA Schreb. Online. *In*: WANDERLEY, M. G. L.; SHEPHERD, G. J.; GIULIETTI, A. M.; MELHEM, T. S. (coordenadores). **Flora**

Fanerogâmica do Estado de São Paulo. Volume 1. São Paulo: FAPESP: RiMa, 2001.

MACEDO, D. R.; CALLISTO, M.; POMPEU, P. S.; CASTRO, D. M. P.; SILVA, D. R. O.; CARVALHO, D. R.; SANTOS, G. B.; BECKER, B.; SANCHES, B.; ALVES, C. B. M. Escalas Espaciais e Comunidades Aquáticas. *In* CALLISTO, M.; MACEDO, D. R.; CASTRO, D. M. P.; MASCARENHAS, C. B (organizadores). **Bases conceituais para conservação e manejo de bacias hidrográficas**, capítulo 2. Belo Horizonte: Cemig, 2019. 212 p. (Série Peixe Vivo, 7).

MARINS, R.V.; LACERDA, L.D.; ABREU, I.M.; DIAS, F.J.S. Efeitos da açudagem no Rio Jaguaribe. **Ciência Hoje**, v. 33, n. 19, 2003.

MEEROW, A.W.; LEHMILLER, D.J.; CLAYTON, J.L. *Phylogeny and biogeography of Crinum L. (Amaryllidaceae) inferred from nuclear and limited plastid non-coding DNA sequences.* **Botanical Journal of Linnean Society**, v.141, p.349-363. 2003.

METZGER, J. P. O que é Ecologia de Paisagens? **Biota Neotropica**, v.1, n.1 BN00701122001. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bn/a/Jbchd6rjY35PGkY5BHPz63S/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em 15/12/2022.

MIRANDA, I. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. **Princípios de Oceanografia Física de Estuários.** 2. Ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 431 p. 2012.

MOREIRA, M. H., THEY, N. H.; RODRIGUES, L. R.; ALVARENGA-LUCIUS, L.; PITA-BARBOSA, A. *Salty freshwater macrophytes: the effects of salinization in freshwaters upon non-halophyte aquatic plants.* **Science of the Total Environment**, v. 857, 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159608>.

MORI, G. B. **Distribuição de macrófitas aquáticas em relação a um gradiente ambiental na bacia do rio Itanhaém, SP.** Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Biologia Vegetal) - Instituto de Biociências - Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2014, 96 p.

MOURA R. S. T.; HENRY-SILVA, G. G. *Is there a zonation pattern in aquatic macrophytes communities in the aquatic environments of the Brazilian semiarid?* **Brazilian Journal of Botany**, v. 41, p. 665–674, 2018. <https://doi.org/10.1007/s40415-018-0488-2>.

NABOUT, J.C., MACHADO, K.B., DAVID, A.C.M.; MENDONÇA, L. B. G.; SILVA, S. P. e CARVALHO, P. *Scientific literature on freshwater ecosystem services: trends, biases, and future directions.* **Hydrobiologia**, v. 850, p. 2485–2499, 2023. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-05012-6>.

NUNES, L. S. C. **A competição interespecífica explica a distribuição espacial de macrófitas aquáticas em estuários?** Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Biologia Vegetal) - Instituto de Biociências - Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2015, 62 p.

NUNES, L. S. C.; CAMARGO, A. F. M. *Do interspecific competition and salinity explain plant zonation in a tropical estuary?* **Hydrobiologia**, v. 812, p. 67–77, 2018. <https://doi.org/1007/s10750-016-2821-8>.

NUNES, L. S. C.; UMETSU, C. A.; RODRIGUES, M. E. F.; POTT, V. J.; CAMARGO, A. F. M. *Inventory of aquatic macrophyte species in coastal rivers of the São Paulo State, Brazil.* **Oecologia Australis**, v. 23, n. 4, p.829–845, 2019. DOI: 10.4257/oeco.2019.2304.09.

NUNES, L. S. C. **Ecologia de macrófitas aquáticas em rios costeiros de São Paulo: diversidade, competição interespecífica e distribuição especial em gradientes ambientais.** Tese de doutorado. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Biologia Vegetal) - Instituto de Biociências - Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2020, 189 p.

NUNES, L. S. C.; UMETSU, C. A.; CAMARGO, A. F. M. *Environmental heterogeneity drives life-form richness and species composition but not species richness of aquatic macrophytes in tropical coastal rivers.* **Freshwater Biology**, v. 65, p. 1894–1905, 2020.

NUNES, L. S. C.; CAMARGO, A. F. M. *Effects of salinity on growth, competitive interaction and total nitrogen content of two estuarine macrophyte species cultivated on artificial substrate.* **Aquatic Ecology**, v. 54, p. 973–983, 2020. <https://doi.org/10.1007/s10452-020-09787-5>.

NUNES, L. S. C.; CAMARGO, A. F. M. *The interspecific competition of tropical estuarine macrophytes is not density-dependent.* **Aquatic Ecology**, v. 164, p. 1–8, 2020b, DOI: 10.1016/j.aquabot.2020.103233.2020.

NUNES, L. S. C.; SAITO, V. S.; CAMARGO, A. F. M. *Local and regional drivers of macrophyte beta diversity in tropical coastal rivers.* **Freshwater Science**, v. 40, n. 1, p. 138-150, 2021.

NUNES, L. S. C.; CAMARGO, A. F. M. *Distribuição espacial da vegetação aquática em regiões estuarinas: aspectos ecológicos nos estuários de São Paulo (Brasil).* **UNISANTA Bioscience**, v. 12, n. 3, p. 159 – 173, 2023.

PM/APA CB. **Aspectos oceanográficos.** Plano de Manejo da APA Conceição da Barra, v. 2, 2014.

POMPÊO, M. **Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais brasileiros.** 1ª ed. São Paulo: Instituto de Biociências da USP, 2017.138 p. DOI 10.11606/9788585658670.

POTT, V. J.; POTT, A. **Plantas Aquáticas do Pantanal.** Embrapa. Centro de Pesquisa Agropecuária do Pantanal (Corumbá, MS). Brasília: Embrapa, Comunicação para Transferência de Tecnologia, 2000. 1ª ed, 404 p. Disponível em: <file:///C:/Users/User/Downloads/Plantas-Aquaticas-do-Pantanal-.pdf>. Acesso em 06/10/23.

REFLORA (2023). *Cabomba furcata* Schult. & Schult. f. Flora e Funga do Brasil, 2023. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <https://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/PrincipalUC/PrincipalUC.do;jsessionid=880C6EB3D9A517F7A4A9F50FBF438975>. Acesso em 05/10/23.

RIBEIRO, R. B.; RUIZ, M. S.; SAMPAIO, A. F. P.; SANTOS, T. S.; FERREIRA, R. M.; LEITÃO, P. C.; SANTOS, A. C. P. B.; LEITÃO, J. C. **Rede de monitoramento fluviométrico em tempo quase-real e modelagem hidrológica nas bacias hidrográficas dos rios Mogi e Itapanhaú**. Núcleo de Pesquisas Hidrodinâmicas. Universidade Santa Cecília, UNISANTA, 2016-2023.

RODRIGUES, M. E. F., V. C. SOUZA, and M. L. M. POMPÊO. Levantamento florístico de plantas aquáticas e palustres na Represa Guarapiranga. São Paulo, Brasil. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo**, v. 35, p. 1–64, 2017.

SABESP; PRIME. **Relatório de Impacto Ambiental das Obras de Aproveitamento da Bacia do Rio Itapanhaú para Abastecimento da RMSP**. São Paulo, 28/10/2015. Prime Engenharia, 2015a. 87 p. Disponível em: <https://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaold=613>. Acesso em: 03 dez. 2022.

SABESP; PRIME. Apresentação. *In: Obras de Aproveitamento da Bacia do Rio Itapanhaú para Abastecimento da RMSP*. São Paulo, v. 1, tomo 1, capítulos 1 a 5, 28/10/2015. Prime Engenharia, 2015b. 104 p. Disponível em: <https://www.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaold=613>. Acesso em: 17/08/24.

SABESP; PRIME. Diagnóstico Ambiental. Meio Socioeconômico (Impactos e Programas). *In: Obras de Aproveitamento da Bacia do Rio Itapanhaú para Abastecimento da RMSP*. São Paulo, v. 1, tomo 4, capítulos 7 a 12, 28/10/2015. Prime Engenharia, 2015c. 188 p. Disponível em: <https://www.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaold=613>. Acesso em: 17/08/24.

SABESP. Plano de Monitoramento do Baixo e Médio Itapanhaú. 2024. Disponível em: <https://www.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaold=613>. Acesso em 16/08/24.

SANTINI, R.; CHECCHIO, M. V.; NUNES, L. S. C.; GRATÃO, P. L.; Camargo, A. F. M. *Do salinity, total nitrogen and phosphorus variation induce oxidative stress in emergent macrophytes along a tropical estuary?* **Aquatic Ecology**, v.58, p. 399-409, 2024. <https://doi.org/10.1007/s10452-023-10079-x>.

SANTOS, F. M. C.; BOINA, W. L. O. Bioindicadores: Utilização de Macrófitas Aquáticas para Avaliação de Ambientes Lacustres. **Colloq Vitae**, v. 09, n1, p. 23-27, 2017.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; VALE, C. C.; CINTRÓN, G. Monitoramento do ecossistema manguezal: estrutura e características funcionais. *In: TURRA, A.;*

DENADAI, M. R. (orgs.). **Protocolos para o monitoramento de habitats bentônicos costeiros** – Rede de Monitoramento de Habitat Bentônicos Costeiros – ReBentos (online). São Paulo: Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 2015, p. 62-80.

SIBBR. Sistema de Informação sobre a Biodiversidade Brasileira (SIBBR), 2023. Disponível em: <https://www.sibbr.gov.br/>. Acesso em 05/2023.

SMITH, M. J.; OUGH, K. M.; SCROGGIE, M. P., SCHREIBER E. S. G.; KOHOUT, M. *Assessing changes in macrophyte assemblages with salinity in non-riverine wetlands: A Bayesian approach. Aquatic Botany*, v. 90, p. 137–142, 2009.

SOUZA-JUNIOR, V. S.; VIDAL-TORRADO, P; TESSLER, M. G.; PESSEDA, L. C. R.; FERREIRA, T. O.; OTERO, X. L.; MACÍAS, F. Gênese, morfologia e classificação do solo. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v. 31 (4), 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832007000400016>. Acesso em: 06/09/23.

TELESH, I.; SCHUBERT, H.; SKARLATO, S. *Life in the salinity gradient: Discovering mechanisms behind a new biodiversity pattern. Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 135, 317-327, 2013.

THOMAZ, S. M; CUNHA, E. R. *The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity. Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 22, n. 2, p. 218-236, 2010.

THOMAZ, S.M.; ESTEVES, F.A. 2011. A comunidade de macrófitas aquáticas. In: ESTEVES, F.A. (Org.). **Fundamentos de Limnologia**. 3ª ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

THOMAZ, S. M. *Ecosystem services provided by freshwater macrophytes. Hydrobiologia*, v. 850, p. 2757–2777, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04739-y>. Acesso em 27/09/23.

TUNDISI, J. G. **Aproveitamento da Bacia do Rio Itapanhaú para Abastecimento da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) – Sistema Alto Tietê**. Parecer Técnico. In: SABESP; PRIME. Relatório de Informação Complementar - Atendimento à Informação Técnica No 041/15/IEOH. 2016.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Recursos Hídricos no século XXI**. São Paulo: Oficina de Textos; 2011. 328 p.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. 1ª reimpressão revisada. São Paulo: Oficina de Textos, 2013. 632 p.

TURSI, A.; LISCO, A.; CHIMIENTI, G.; MASTROTOTARO, F.; UNGARO, N.; BOTTALICO, A. *Salinity as a Key Factor in Structuring Macrophyte Assemblages in Transitional Water Bodies: The Case of the Apulian Coastal Lagoons (Southern Italy). Diversity*, v. 15, p. 615, 2023. <https://doi.org/10.3390/d15050615>.

UMETSU, C. A.; AGUIAR, F. C.; FERREIRA, M. T.; CANCIAN, L. F.; CAMARGO, A. F. M. *Addressing bioassessment of tropical rivers using macrophytes: The case of Itanhaém Basin, São Paulo, Brazil*. **Aquatic Botany**, v. 150, p. 53-63, 2018.

UNICAMP (2023). **Plantas aquáticas e palustres do estado de São Paulo**. Disponível em: https://www2.ib.unicamp.br/profs/volker/plant-aq/img/plantas/Hygrophila_costata.html / <https://www2.ib.unicamp.br/profs/volker/plant-aq/plantas.html#Topo>. Acesso em 14/10/23.

USP/RP. Projeto Jardim da Botânica USP- Ribeirão Preto. Online. Laboratório de Sistemática de Plantas do Departamento de Biologia da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto - FFCLRP-USP. Disponível em: <https://sites.usp.br/jardimdabotanicausp/rp/>. Acesso em 01/03/2024.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R. & CUSHING, C. E. 1980. *The river continuum concept*. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37 (1), p. 130-137.

VELDKORNET, D. A.; POTTS, A. J.; ADAMS, J. B. *The distribution of salt marsh macrophyte species in relation to physicochemical variables*. **South African Journal of Botany**, v. 107, p. 84-90, 2016.

WANG QING; AN SHU-QING; MA ZHI-JUN; ZHAO BIN; CHEN JIA-KUAN; LI BO. *Invasive *Spartina alterniflora*: biology, ecology and management*. **Acta Phytotaxonomica Sinica**, v. 44, n.5, p.559-588, 2006.

WENTWORTH, C. K. *A scale of grade and class terms for clastic sediments*. **The Journal of Geology**, v. 30, p. 377-392, 1922. <https://doi.org/10.1086/622910>.

3.9. APÊNDICE

A seguir, uma pequena caracterização das espécies encontradas e coletadas no rio Itapanhaú, no Estudo conduzido por Nunes *et al.* (2019) e no qual o presente trabalho se baseia, de acordo com sua forma de vida.

EMERGENTES: Pontos 1, 2, 3, 4, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 17 (14 dos 17 pontos), caracterizando-se por água doce (com salinidade no sedimento variando de zero a 0,5 ppt), oligohalina (de 0,5 a 5 ppt) e mesohalina (salobra) (de 5 a 18 ppt).

***Hygrophila costata* Nees & T. Nees (ACANTHACEAE) - junta-de-cobra**

Perene, nativa. Base rizomatosa, ereta, 30 a 60 cm de altura (pode chegar a 1,5 m 24). Produz flores (8 mm) e frutos pequenos, quase o ano todo. Restrita à vegetação ciliar em baixios próximos à beira de rios e aos campos alagáveis por rio, solos siltosos ou argilosos (Pott; Pott, 2000).



Figura 3.5. *Hygrophila costata*, com destaque para sua flor. Fonte: UNICAMP (2023)

***Crinum Americanum* L. (AMARYLLIDACEAE) - açucena-da-água**

Perene, nativa. Considera-se *Crinum americanum* L. como nativa no Estado de São Paulo. Possui flores eretas, sésseis, brancas a levemente rosadas. É encontrada, principalmente, próxima ao litoral, em locais brejosos, beira de rios, e mata muito úmida. Já foi observada no Pantanal (Dutilh, 2005). As espécies do gênero *Crinum* L. tem sementes adaptadas à dispersão pelo oceano e é o único gênero da família Amaryllidaceae que ocorre na América, África, Ásia e Austrália (Meerow *et al.*, 2003).



Figura 3.6. a) *Crinum americanum*, no Rio Itapanhaú, em dezembro de 2023 e b) em detalhe. Fotos: autora e Julie H.A. Dutilh (REFLORA, 2023), respectivamente.

***Rhynchospora corymbosa* (L.) Britton (CYPERACEAE)** - navalha-de-macaco, capim-navalha

Perene, nativa. Presente em áreas úmidas e pantanosas, típica de brejos. Caule liso com três quinas, folhas de bordo cortantes, escapo floral áspero formando um corimbo composto. Propagação por meio de sementes ou divisão de touceiras (CEMIG, 2021).



Figura 3.7. *Rhynchospora corymbosa*, com destaque para sua inflorescência. Fotos: Thomas Le Bourgeois. Disponível em: <https://portal.wiktrop.org/user/show/4>. Acesso em 01/03/24.

***Schoenoplectus californicus* (C. A. Mey.) Soják (CYPERACEAE)** - junco, capim de esteira

Perene, nativa. Rizoma horizontal lenhoso coberto de escamas. Caules de até 200 cm de altura, lisos, triangulares de até 2,5 cm de diâmetro cor verde escura. Folhas reduzidas a bainhas. Inflorescência subterminal, cor ferruginosa ou castanho-avermelhadas. Os caules, além de servirem como local de postura de ovos de gastrópodes, são também empregados na confecção de esteiras e tapetes. As sementes servem de alimento para aves (Flora/UFRGS, 2023).



Figura 3.8. *Schoenoplectus californicus* (C. A. Mey.) Soják. Fonte: SIBBR (2023).

***Leersia hexandra* Sw. (POACEAE)** - arroz-bravo, grama-do-brejo

Perene, nativa. É capaz de suportar longos períodos de baixa umidade ou pode crescer completamente submersa. Preferência para locais úmidos ou inundáveis, sujeitos a um bom regime de chuvas. Pode ser utilizada como abrigo por pequenos animais tais como peixes, insetos, nematoides ou, ainda, prover alimento para aves e outros animais (SIBBR, 2023).



Figura 3.9. *Leersia hexandra*. Foto: Willian S. Piovesani, *In: Flora/UFRGS* (2023).

***Spartina alterniflora* Loisel. (POACEAE)** - capim-do-mangue

Perene, nativa. Presente em todo o Brasil, sendo mais comum do Estado de São Paulo para o sul. Encontra-se próxima a manguezais e dunas litorâneas, geralmente em locais alagadiços. Pode alcançar 2,5m de altura, com lâminas foliares de até 73cm de comprimento e 2,5cm de largura (Longhi-Wagner, 2001). Inflorescência estreita, basta, 1-4 dm de comprimento (Flora/SC, 2023). *S. alterniflora* é uma Poaceae perene nativa da costa Atlântica das Américas (Wang Qing *et al.*, 2006; Zhu *et al.*, 2013). Halófito, esta espécie é adaptada a uma vasta escala de salinidade, possuindo glândulas salinas para excreção de NaCl através das folhas (Liphshitz; Waisel, 1982; Esteves; Suzuki, 2008).

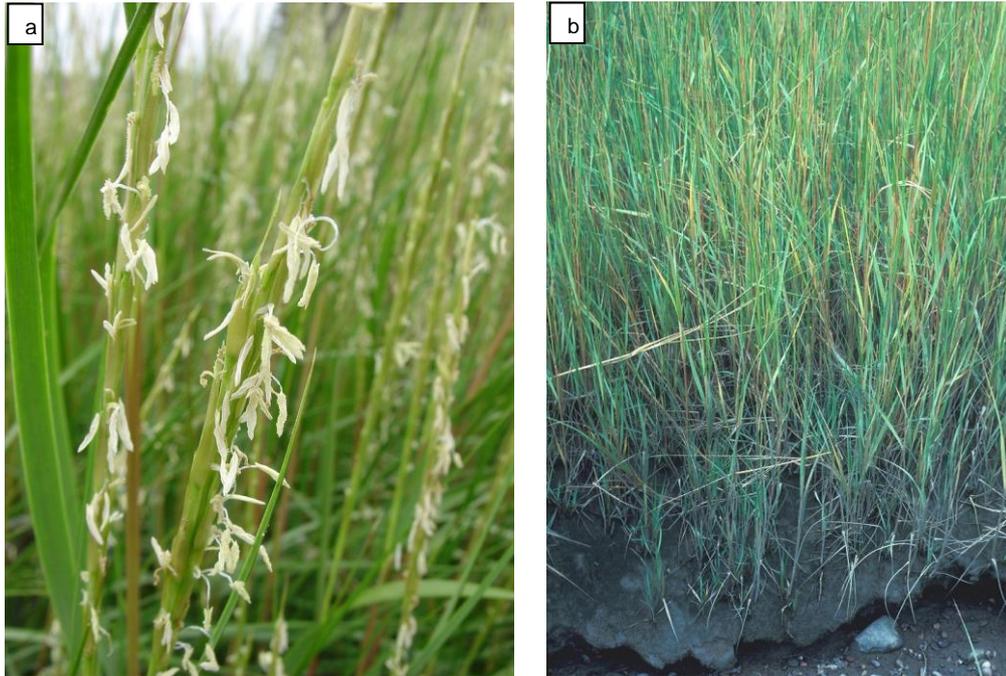


Figura 3.10. *Spartina alterniflora*. Fotos: Glen Mittelhauser (a) e John Lynch (b). Native Plant Trust – Disponível em: <https://www.nativeplanttrust.org/>. Acesso em 09/10/23

***Polygonum* sp. (POLYGONACEAE)**

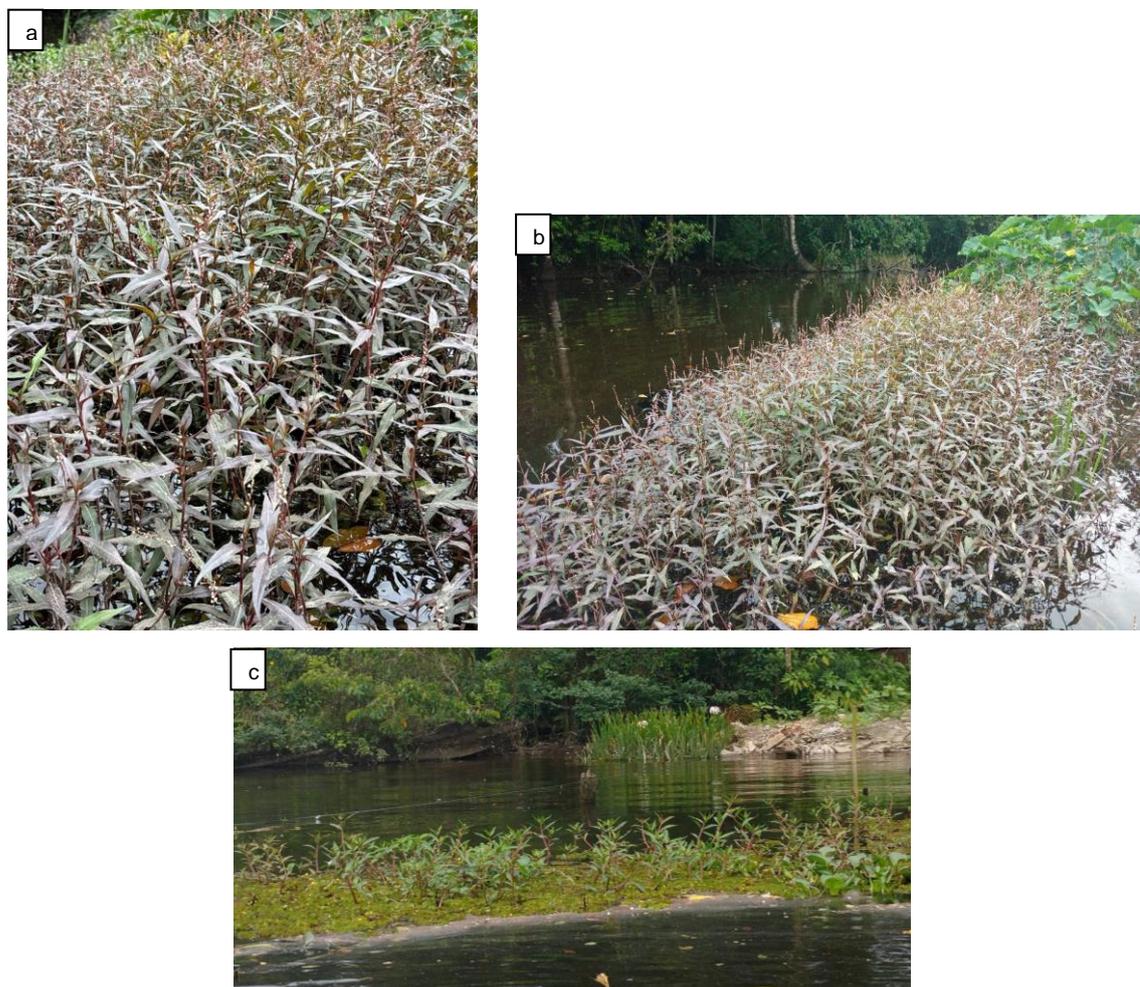


Figura 3.11. *Polygonum* sp em detalhe (a) e (b) e *Polygonum* sp ao lado da *S. molesta* e da *P. crassipes* (canto direito), com *C. americanum* (ao fundo), no Rio Itapanhaú, em 2023 (c). Fotos: Leandro F. Vilaça, autora e autora, respectivamente.

ANFÍBIA: Ponto 9 (1 ponto), caracterizando-se por água oligohalina, com salinidade do sedimento de 3 ppt.

***Acrostichum danaeifolium* Langsd. & Fisch (PTERIDACEAE)** - Feto, avencão-do-mangue

Perene, nativa. Habita preferencialmente áreas brejosas ou margens de lagoas e manguezais. Os pecíolos são escavados pela larva de um microlepidoptera *Ewunia* sp. (Tortricidae - Lepidoptera). Estas escavações são ocupadas por diversos macroinvertebrados, formando um novo micro-habitat que facilita a ocupação de uma rica fauna (Coutinho *et al.*, 2013).



Figura 3.12. *Acrostichum danaeifolium*. Foto: Flora Digital – UFSC (João Paulo de Maçaneiro). Disponível em: https://floradigital.ufsc.br/open_sp.php?img=22608. Acesso em 05/10/23.

FLUTUANTES LIVRES: 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 (7 pontos dos 17), caracterizando-se por água doce (com salinidade no sedimento variando de zero a 0,5 ppt) e água oligohalina (0,5 a 5 ppt).

***Pistia stratiotes* L. (ARACEAE)** - alface-d'água

Perene, nativa. Possui grande capacidade despoluidora de água de esgoto, é medicinal e polinizada por insetos, possivelmente um besouro. A semente, dispersada por água, germina ao afundar, e, então, a plântula vem à tona. É pioneira, aumenta após ano e não tolera muita sombra. Avança rapidamente e se adensa, principalmente em água poluída, rica em nutrientes. É viveiro para insetos de malária, encefalomielite, filariose, e moluscos de esquistossomose (Pott; Pott, 2000). Pode ser habitat de pequenos peixes e invertebrados (Flora Campestre – UFRGS – Disponível em: <https://www.ufrgs.br/floracampestre/pistia-stratiotes/>. Acesso em 05/10/23). Ocorre em quase todo Brasil. É facilmente identificada, pois se assemelha com plantas de alface, mas possui folhas carnosas e esponjosas; inflorescência solitária, diminuta (Pompêo, 2017). A *Pistia stratiotes*, dispõe de espaços intracelulares que podem ocupar 71% do volume total da planta (Thomaz; Esteves, 2011).

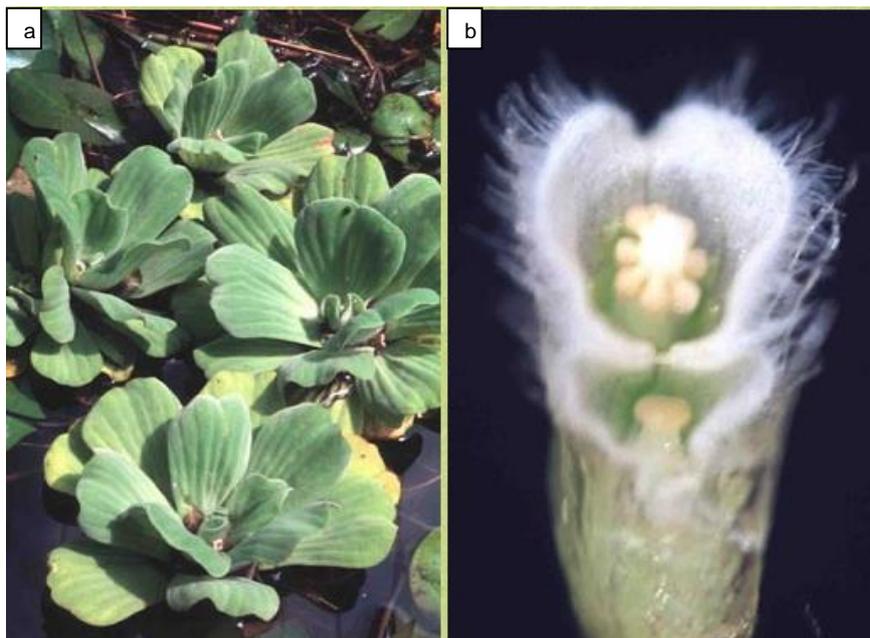


Figura 3.13. *Pistia stratiotes* em detalhe (a) e (b). Fonte: UNICAMP (2023) e REFLORA (2023).

***Pontederia crassipes* (Mart.) Solms (PONTEDERIACEAE)** - aguapé, aguapé-de-flor-roxa

Perene, nativa. Possui caule flutuante, é rastejante e forma estolões. O pecíolo pode se apresentar inflado. Flores com pétalas lilases, margem lisa e com uma mancha amarela na pétala superior. Pode ser alimento para roedores e ser utilizado como habitat por pequenos invertebrados aquáticos e peixes. As raízes, que são densas, é um local propício para a desova de algumas espécies de peixes. É usada na depuração de corpos de água poluídos e na produção de biogás. Com valor ornamental, é muito usada na confecção de esteiras, cordas, cadeiras e cortinas. Carnosa e suculenta, com tecido aerenquimatoso, são azuladas quando novas. É possível identificá-la pelas flores vistosas e lilases. É uma das espécies muito temidas se encontrada em locais perturbados, por conta de sua rápida proliferação. É nativa da América do Sul tropical, mas foi e introduzida em todos os continentes (CEMIG, 2021).



Figura 3.14. *Pontederia crassipes* em detalhe. Fonte: Pompeu (2017).

***Salvinia molesta* D.S. Mitch (Salviniaceae) – salvinia.**

Perene. Nativa. Folhas pecioladas curtas, que formam espirais de três, duas superiores e uma inferior. As folhas superiores são flutuantes, elíptico-ovais a arredondadas. É usada como bioindicadora de controle de poluição em lagos e rios. Cresce até 15 cm, sendo a época de florescimento o outono (USP/RP), 2024).

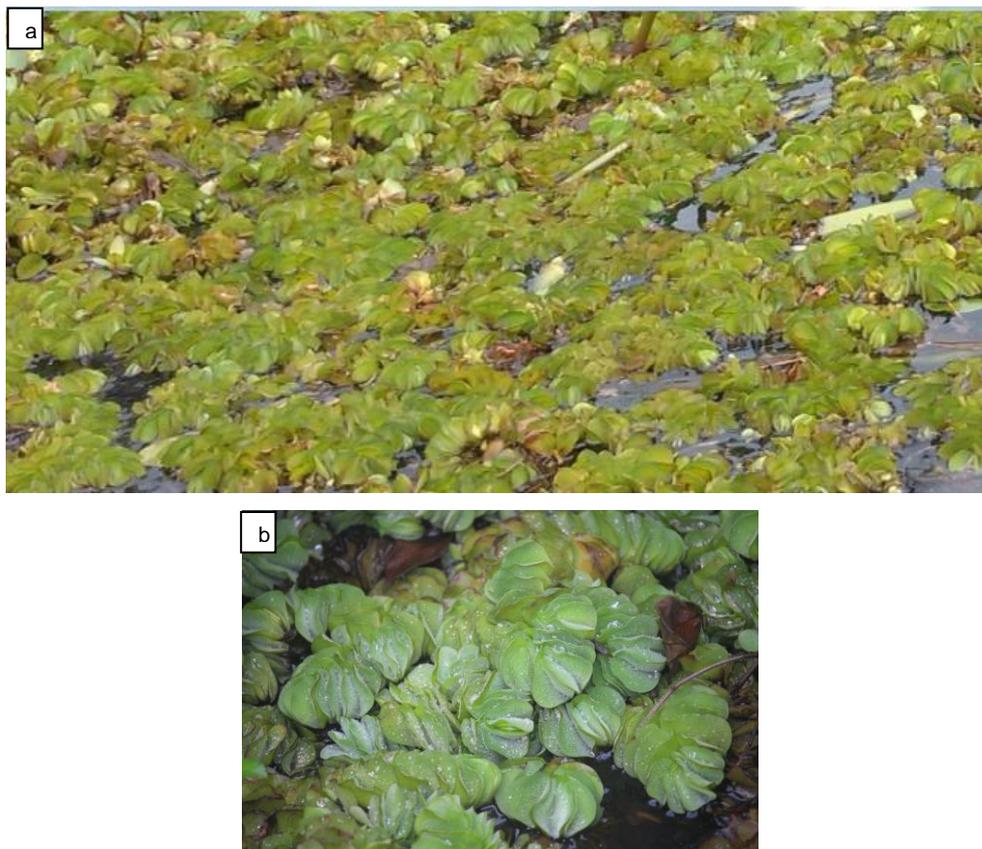


Figura 3.15. a) *Salvinia molesta*, no Rio Itapanhaú, em dezembro de 2023 e b) em detalhe. Fotos: autora e Kew Garden, respectivamente. Disponível em: <https://powo.science.kew.org/taxon/urn:lsid:ipni.org:names:17453700-1>. Acesso em 05/10/23.

FLUTUANTE ENRAIZADA: Ponto 6 (1 ponto dos 17), caracterizando-se por água oligohalina (com salinidade no sedimento de 1 ppt).

***Nymphaea rudgeana* G. Mey. (NYMPHAEACEAE)** - aguapé-da-meia-noite

Perene, nativa. Folhas de margem denteada, flores creme a amareladas e com apêndices carpelares claviformes. Presente nas regiões Norte, Nordeste e Sudeste do Brasil (Feres; Amaral, 2003a).



Figura 3.16. *Nymphaea rudgeana*, com flores em detalhe. Fotos: Célio Moura Neto e Matthieu Gauvin, respectivamente. Disponível em: <https://www.gbif.org/pt/species/7918469>. Acesso em 05/10/2023.

SUBMERSAS ENRAIZADAS: 2, 3, 4, 6 (4 dos 17 pontos), caracterizando-se por água doce (com salinidade no sedimento variando de zero a 0,5 ppt) e oligohalina (de 0,5 a 5 ppt).

***Cabomba furcata* Schult. & Schult. f. (CABOMBACEAE)** - cabomba-vermelha, rabo-de-raposa

Perene, nativa. Facilmente reconhecida pelo seu caule, folhas e bractéolas avermelhados a vermelhos (que dão origem aos nomes populares). Presente na América Central até o Peru e, no Brasil, nas regiões Norte, Nordeste, Centro-Oeste e Sudeste (REFLORA, 2023). Única espécie com flores púrpuras que ocorre no estado de São Paulo (Feres; Amaral, 2003b).



Figura 3.17. *Cabomba furcata*. Fotos: Bernhard Hiller (a) e Bernard Dupont (b) (Biodiversity4all) e UNICAMP (2023).

***Egeria densa* Planch. (HYDROCHARITACEA)** - elodia, erva-d'água

Perene, nativa. Ereta ou prostrada, possui ramos tenros. No Brasil ocorre no Nordeste (Paraíba e Pernambuco), Sudeste e Sul. É facilmente reconhecida pelo fato de ser uma submersa fixa com folhas tenras, verticiladas e de margem serrilhada. Com grande desenvolvimento vegetativo em áreas eutrofizadas, é boa indicadora de ambientes poluídos (Pompêo, 2017). Na Mata Atlântica, está presente em áreas de restinga e floresta ombrófila; na Caatinga, é encontrada em açudes e represas. Habita ambientes lóticos e lênticos. Grande comércio com fins ornamentais (aquários) (REFLORA, 2023). Considerada nativa no sudeste do Brasil, de Minas Gerais até o Espírito Santo. Em direção ao sul, chega ao Uruguai e Buenos Aires. Pode ser identificada pelas flores unissexuais (Aona; Amaral, 2002).

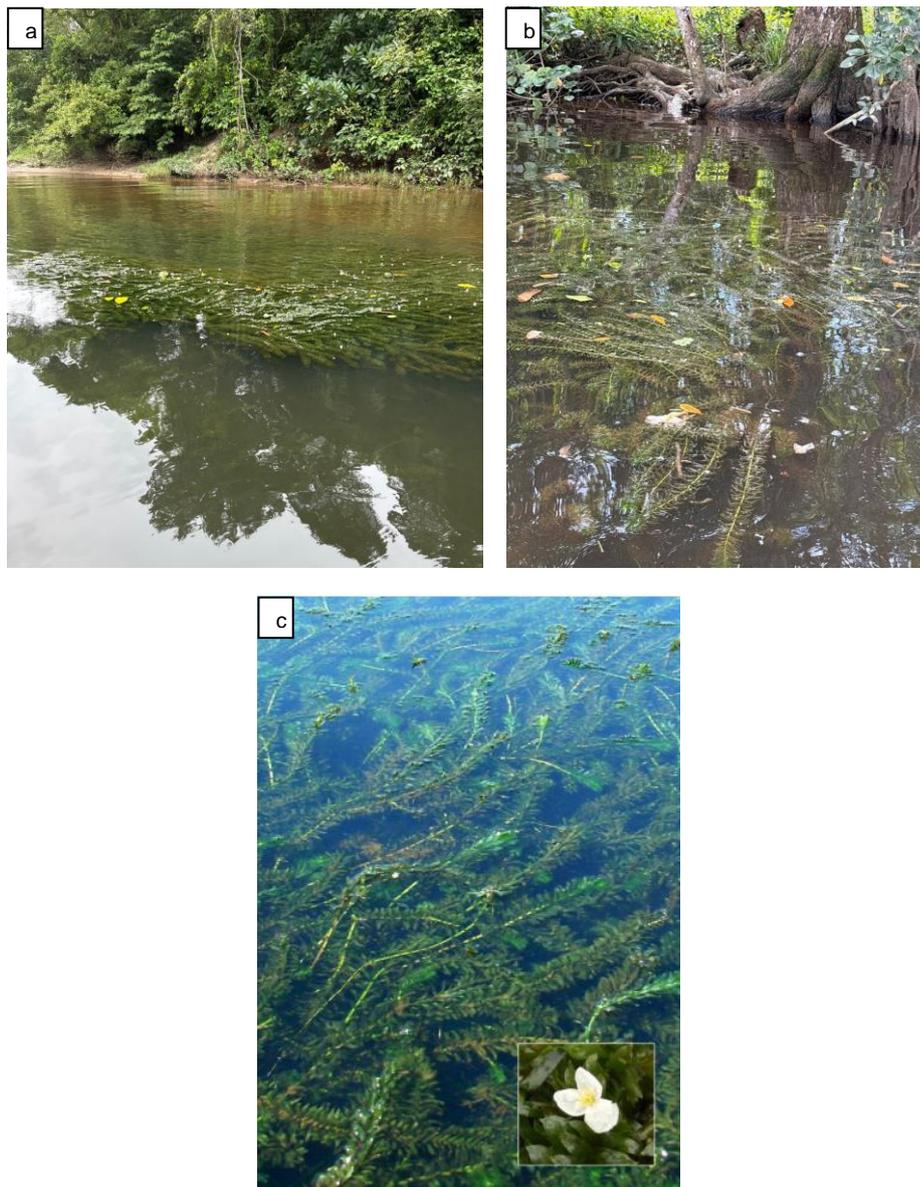


Figura 3.18. *Egeria densa*, no Rio Itapanhaú, em dezembro de 2023 (a) e (b) e em detalhe, com destaque para a flor. Fonte: Leandro F. Vilaça e Leandro F. Vilaça (fotos de 2023) e Pompeo (2017), respectivamente.