



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA



CINTHYA ARRUDA DE LIMA

IMPACTOS ANTROPOGÊNICOS E POLÍTICAS PÚBLICAS: estudo de caso em dois
estuários do nordeste brasileiro (Rio Timbó e Rio Formoso - PE)

Recife

2022

CINTHYA ARRUDA DE LIMA

IMPACTOS ANTROPOGÊNICOS E POLÍTICAS PÚBLICAS: estudo de caso em dois
estuários do nordeste brasileiro (Rio Timbó e Rio Formoso - PE)

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco, como parte dos requisitos para a obtenção de título de Mestre em Oceanografia.

Área de concentração: Oceanografia biológica.

Orientador: Prof. Dr. Ralf Schwamborn.

Coorientador: Prof. Dr. Clemente Coelho Junior.

Recife

2022

L732i Lima, Cinthya Arruda de.
Impactos antropogênicos e políticas públicas: estudo de caso em dois estuários do nordeste brasileiro (Rio Timbó e Rio Formoso - PE) / Cinthya Arruda de Lima. 2022.
86 f: figs., tabs., abrev. e siglas.

Orientador: Prof. Dr. Ralf Schwamborn.
Coorientador: Prof. Dr. Clemente Coelho Junior.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG.
Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, Recife, 2022.
Inclui referências, apêndice e anexo.

1. Oceanografia. 2. Áreas protegidas. 3. DPSIR. 4. TRIX. 5. Sensoriamento remoto. 6. Lixo. 7. Qualidade ambiental. I. Schwamborn, Ralf (Orientador). II. Coelho Junior, Clemente (Coorientador). III. Título.

UFPE

551.46 CDD (22. ed.) BCTG / 2022 - 402

CINTHYA ARRUDA DE LIMA

IMPACTOS ANTROPOGÊNICOS E POLÍTICAS PÚBLICAS: estudo de caso em dois
estuários do nordeste brasileiro (Rio Timbó e Rio Formoso - PE)

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco, como parte dos requisitos para a obtenção de título de Mestre em Oceanografia. Área de concentração: Oceanografia biológica.

Aprovada em: 30/08/2022.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Ralf Schwamborn (Orientador)

Profa. Dra. Sigrid Neumann Leitão (Examinadora interna)
Universidade Federal de Pernambuco

Profa. Dra. Andrea Karla Pereira da Silva (Examinadora externa)
Universidade de Pernambuco

Prof. Dr. Gerson Ferdinando de Andrade Neto (Examinador externo)
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Prof. Dr. Roberto Lima Barcellos (Examinador interno)
Universidade Federal de Pernambuco

AGRADECIMENTOS

À Deus, pela vida, por cada momento vivido e por todas as vezes que eu não tive o controle de tudo.

À minha família, pelo apoio e ajuda mesmo não entendendo o que eu faço e porque escolhi, mas quando precisei estiveram prontos para me ajudar.

Ao meu orientador, professor Ralf Schwamborn, por ter aceitado esse desafio, pela disponibilidade, ajuda e paciência durante todo processo. Muito obrigada pela recepção no grupo e todos os esforços. Bem como fica meu agradecimento ao laboratório de Zooplâncton no Museu de Oceanografia - UFPE, muito obrigada por cada dia de convívio (mesmo reduzido pela pandemia), recepção e disposição em ajudar.

Ao meu coorientador e colaborador, o professor Clemente Coelho Jr, que pegou esse barco andando, mas me auxiliou nas minhas dúvidas e mesmo com toda correria da vida esteve presente.

A todos os meus amigos (ensino médio, graduação, pós e da vida) que estiveram presentes durante todas as fases dessa minha caminhada, que me ouviram ser muito pessimista e me deram sermão. Aos que junto comigo reclamaram do sistema de Pós-Graduação e todo o nosso sofrimento, aos que juntos demos muitas gargalhadas da vida, me mandou memes e que me compraram comida. Muito obrigada sempre por me motivar, apoiar e me incentivar na vida acadêmica, pessoal e profissional.

Um agradecimento em especial a todos os meus amigos e colegas que foram comigo para os meus campos (Sarah, Matheus, Gabi, Hsila, Brenno, Pedro, Ítala, Tia Edna e Tio Leto) que se disponibilizaram a ir comigo para Rio Formoso e Marinha Farinha, no toró ou no solzão e com todos os perrengues que só acontece em dias de campo (maré atrasa, carro quebra, maré se adianta, perder os canos, pipeta quebra). Muito obrigada mesmo por toda ajuda e disponibilidade, vocês foram a força e a energia que eu precisei para fazer acontecer minhas coletas.

Um outro agradecimento especial a Walter que me ajudou em todas as minhas análises de dados, por sempre ter uma comidinha guardada e um sinônimo em mente, sério, muito obrigada, tu é tudo. À Nicole por sempre me socorrer quando eu pedia para revisar algum texto, me mandar artigos ou só ouvir chorar as pitangas, amiga muito obrigada. A Pedro, minha dupla do mestrado, por todas as palhaçadas, aperreios, cancelamentos, torcida e sempre tentar me mostrar o lado positivo.

Ao LOQUIM, onde realizei todas as minhas análises da água, por toda ajuda e disponibilidade, tanto nas minhas análises como nos meus campos. A grande família que é o IMAT, por todo apoio, momentos de descontração e alegria, além de me ceder alguns materiais e espaço. A todo o pessoal do LECOR e LEGEP por todos os momentos e conversas.

À ConMu (May, Sthefany e Douglas) por todos os momentos de aprendizagem, vivências e por ter desenvolvido algo tão incrível com vocês num momento bem difícil. Agradeço a todas as mulheres pesquisadoras que passaram pela minha vida, tanto presencialmente quanto por meio de livros e que são inspiração na carreira e nos momentos de luta, em especial, Alexandra Elbakyan criadora do Sci-Hub que permite o acesso a tantas publicações científicas, contribuindo assim em nossos trabalhos.

Aos membros da banca examinadora, pelo convite aceito e contribuições.

À CAPES pela bolsa concedida durante todo o período do meu mestrado.

Ao Departamento de Oceanografia, à Pós-Graduação em Oceanografia e à UFPE, por todo conhecimento repassado e minha formação.

Na verdade, arrisco-me a dizer que Anônimo, que escreveu tantos poemas sem cantá-los, com certeza era uma mulher (WOOLF, V., 1929).

RESUMO

Os estuários tropicais são áreas de transição entre os ambientes terrestres e marinhos, que abriga o ecossistema de manguezal, vulnerável às interferências humanas. O objetivo deste trabalho foi avaliar as pressões antrópicas e as principais respostas públicas que se relacionam com os impactos antropogênicos em dois estuários: Rio Formoso (localizado na APA de Guadalupe, litoral sul de PE) e Rio Timbó (localizado na Região Metropolitana do Recife e litoral norte de PE). Através da estrutura DPSIR (“Driving Forces, Pressures, States, Impacts, Responses”) foram levantados os principais dados socioeconômicos para a caracterização dos estuários, bem como um mapeamento para identificação dos usos e ocupação do solo. Foram analisados os nutrientes inorgânicos (nitrato, nitrito, fosfato, silicato), oxigênio dissolvido, clorofila-a e o índice TRIX (“Trophic Index”) para caracterizar o nível trófico e a qualidade ambiental dos estuários. Para identificar a quantidade de lixo preso às raízes do mangue, foram realizadas campanhas de imageamento, analisadas visualmente e posteriormente classificadas quanto a origem e a quantidade. Também foi realizado um levantamento das principais políticas públicas ambientais a nível nacional e estadual, voltadas à mitigação dos impactos nos ecossistemas costeiros. Para os estuários do Rio Timbó e Rio Formoso foram identificadas 14 e 13 categorias de uso e ocupação do solo respectivamente no período de 1990 a 2020. No Rio Timbó e Rio Formoso foi observado que as maiores concentrações de formação florestal estavam nos territórios das Unidades de Conservação, e as categorias com maior ocupação foram a formação florestal e agricultura. O Rio Timbó apresentou maior estimativa populacional, expansão urbana, destino do lixo e esgoto comparado aos municípios que integram o Rio Formoso, provavelmente esse cenário está relacionado com a localização do Rio Timbó na Região Metropolitana. Foi constatado que todos os nutrientes (exceto silicato), OD, salinidade, Chl-a e TRIX apresentaram maiores valores para o Rio Timbó comparado ao Rio Formoso. As concentrações de nutrientes inorgânicos aumentaram significativamente durante a estação chuvosa, possivelmente relacionado ao maior aporte de esgotos de origem urbana nesse período. A quantidade total de lixo detectado foi de 78 itens, a maior quantidade de itens foi encontrada no Rio Timbó com maior representatividade de itens da construção civil. Lixo plástico esteve presente com pelo menos uma unidade em todos os pontos de presença de lixo no Rio Formoso. Quanto as respostas, os instrumentos poderiam ter maior aplicabilidade para remediar os impactos estuarinos visto que no Rio Formoso, as políticas poderiam auxiliar no monitoramento do uso do solo nas adjacências do estuário em virtude da importância ecológica e cultural estuário. Assim como remediar a qualidade da água durante a estação

chuvosa e a possibilidade de interferir nos impactos antropogênicos, quanto para o estuário do Rio Timbó com menor qualidade de água e maior quantidade de lixo. Comparando os estuários, Rio Formoso apresenta melhores condições de qualidade da água e quantidade de lixo, porém, devido à grande quantidade de área ocupada pela agricultura, existe um risco de agravamento da qualidade ambiental. Diante do estado ambiental nos estuários estudados, as distintas modificações enfrentadas quanto ao uso e a intensificação dos impactos, podem interferir na biodiversidade local, as comunidades residentes bem como as atividades pesqueiras e recreacionais.

Palavras-chave: áreas protegidas; DPSIR; TRIX; sensoriamento remoto; lixo; qualidade ambiental.

ABSTRACT

Tropical estuaries are transition areas between terrestrial and marine environments, which shelter the mangrove ecosystem, vulnerable to human interference. The main of this research was to evaluate human pressures and the main public responses related to anthropogenic impacts in two estuaries: Formoso river (located in the Guadalupe MPA, south coast of PE) and Timbó river (located in the Recife of Metropolitan Area and north coast of PE). Through the DPSIR framework (Driving Forces, Pressures, States, Impacts, Responses), the main socio-economic data were collected for the characterization of estuaries, as well as a mapping to identify land uses and occupation. Inorganic nutrients (nitrate, nitrite, phosphate, silicate), dissolved oxygen, chlorophyll-a and the TRIX index were analyzed to characterize the trophic level and environmental quality of the estuaries. To identify the amount of garbage stuck to the roots of the mangrove, imaging campaigns were carried out, visually analyzed and later classified as to origin and quantity. A survey of the main public environmental policies at national and state level was also carried out, aimed at mitigating impacts on coastal ecosystems. For the estuaries Timbó river and Formoso river, 14 and 13 categories of land use and occupation were identified, respectively, in the period from 1990 to 2020. In the studied estuaries, it was observed that the highest concentrations of forest formation were in the territories of Conservation Units, and the categories with the highest occupation were forestry and agriculture. The Timbó river presented a higher population estimate, urban expansion, garbage and sewage destination compared to the municipalities that make up the Formoso river, probably this scenario is related to the location of the Timbó river in the Recife Metropolitan Area. It was found that all nutrients (except silicate), DO, salinity, Chl-a and TRIX presented higher values for the Timbó River compared to the Formoso river. The concentrations of inorganic nutrients increased significantly during the rainy season, possibly related to the greater input of urban sewage in this period. The total amount of garbage detected was 78 items, the largest amount of items was in the Timbó river and the largest representation was of items from civil construction. Plastic garbage was present with at least one unit at all points of presence of garbage in Formoso river. As for the answers, these instruments could have greater applicability to remedy the estuarine impacts since in the Formoso river, policies should assist in the monitoring of land use in the adjacencies of stuary due to the ecological and cultural importance of the estuary. As well as remedying the water quality during the rainy season and the possibility of interfering with anthropogenic impacts, as for the Timbó river with lower water quality and greater amount of garbage. Comparing the estuaries, the Formoso River has

better conditions of water quality and quantity of solid waste, however, due to the large amount of area occupied by agriculture, there is a risk of worsening the environmental quality. In view of this environmental state in the studied estuaries, the different changes faced in terms of use and intensification of impacts can interfere with local biodiversity, resident communities as well as fishing and recreational activities.

Keywords: protected áreas; DPSIR; TRIx; remote sensing; solid waste; environmental quality.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	Mapa da área de estudo.....	23
Figura 2 –	Média mensal do índice pluviométrico dos municípios inseridos nos estuários dos rios Formoso e Timbó para o ano de 2021 e média histórica de 1993 a 2021.....	26
Figura 3 –	Método de obtenção das imagens de identificação do lixo.....	28
Figura 4 –	Método de classificação visual da quantidade de lixo segundo o SOS MATA ATLÂNTICA, 2022	29
Figura 5 –	Estimativa populacional dos municípios inseridos nos estuários dos Rios Formoso e Timbó nos anos de 2001, 2011 e 2020	31
Figura 6 –	Expansão urbana nos estuários do Rio Timbó e Rio Formoso para os anos de 2000 e 2010	32
Figura 7 –	Destino do lixo em corpos hídricos de acordo com as estuarinas nos anos de 2000 e 2010	32
Figura 8 –	Destino do esgotamento sanitário de acordo com os censos do IBGE 2000 e 2010 para os estuários do Rio Timbó e Rio Formoso	33
Figura 9 –	Mapa de uso e ocupação do solo nas adjacências do estuário do Rio Timbó no ano de 1990	29
Figura 10 –	Mapa de uso e ocupação do solo nas adjacências do estuário do Rio Timbó no ano de 20200	36
Figura 11 –	Mapa de uso e ocupação do solo nas adjacências do estuário do Rio Formoso no ano de 1990.....	39
Figura 12 –	Mapa de uso e ocupação do solo nas adjacências do estuário do Rio Formoso no ano de 2020.....	40
Figura 13 –	Mapeamento e interpolação do estuário do Rio Timbó.....	43
Figura 14 –	Resultados do teste de Kruskal-Wallis para comparação dos fatores: salinidade, silicato, fósforo, nutrientes inorgânicos dissolvidos (nitrito e nitrato), biomassa, oxigênio dissolvido e o TRIX para o estuário do Rio Timbó.....	44
Figura 15 –	Manchas de macroalgas indicando as florações de <i>Bryopsis</i> no estuário do Rio Timbó.....	45
Figura 16 –	Mapeamento E interpolação do estuário do Rio Formoso.....	47

Figura 17 –	Resultados do teste de Kruskal-Wallis para comparação dos fatores: salinidade, silicato, fósforo, nutrientes inorgânicos dissolvidos (nitrito e nitrato), biomassa, oxigênio dissolvido e o TRIX para o estuário do Rio Formoso.....	48
Figura 18 –	Resultados do teste de Kruskal-Wallis para comparação dos fatores químicos: salinidade, silicato, fósforo, nutrientes inorgânicos dissolvidos (nitrito e nitrato), biomassa, oxigênio dissolvido e o TRIX entre os estuários.....	50
Figura 19 –	Número de itens de lixo encontrados nos estuários e as principais categorias.....	51

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Classificação do TRIx segundo VOLLENWEIDER et al., 1998.....	27
Tabela 2 –	Tábua de maré de acordo com o porto mais próximo nos dias de identificação do lixo.....	27
Tabela 3 –	Classificação da origem do lixo, adaptado de BELARMINO et al., 2014	29
Tabela 4 –	Porcentagem de uso e ocupação do solo no estuário do Rio Timbó nos anos de 1990, 2000, 2010 e 2020.....	37
Tabela 5 –	Porcentagem de uso e ocupação do solo no estuário do Rio Formoso nos anos de 1990, 2000, 2010 e 2020.....	41
Tabela 6 –	Mensuração dos resíduos encontrados nos estuários estudados durante os meses de agosto e novembro segundo a classificação do (SOS MATA ATLÂNTICA, 2022)	51
Tabela 7 –	Relação da fonte mais provável da origem do lixo segundo (BELARMINO et al., 2014) e os itens de resíduos identificados nos estuários estudados.....	52
Tabela 8 –	levantamento das principais políticas públicas ambientais de responsabilidade da União e do estado de Pernambuco estabelecidas como respostas aos impactos ambientais	53

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional das Águas
APA	Área de Proteção Ambiental
APP	Área de Proteção Permanente
APAC	Agência Pernambucana de Águas e Climas
APP	Área de Proteção Permanente
BDE	Banco de Dados do Estado
Chl-a	Clorofila-a
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CPRH	Agência Pernambucana de Meio Ambiente
DPSIR	Forçantes, Pressões, Estado, Impacto e Resposta
FURB	Reserva Florestal Urbana
IBAMA	Instituto Brasileiro de Meio Ambiente
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
OD	Oxigênio Dissolvido
PE	Pernambuco
PNAMA	Política Nacional de Meio Ambiente
ReBio	Reserva Biológica
RMR	Região Metropolitana do Recife
RVS	Refúgio da Vida Silvestre
SEUC	Sistema Estadual de Unidades de Conservação
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservação
TRIX	Índice do Estado Trófico
UC	Unidade de Conservação

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	17
2	OBJETIVOS.....	20
2.1	OBJETIVO GERAL.....	20
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	20
3	METODOLOGIA.....	21
3.1	ÁREA DE ESTUDO.....	21
3.1.1	Estuário do Rio Formoso.....	21
3.1.2	Estuário do Rio Timbó.....	22
3.2	MÉTODO DPSIR.....	23
3.2.1	Forças Motrizes.....	24
3.2.2	Levantamento Socioambiental e demográfico.....	24
3.2.3	Uso e ocupação do solo.....	25
3.2.4	Qualidade da água.....	25
3.2.4.1	Coleta de água.....	25
3.2.4.2	Análise química.....	26
3.2.5	Lixo.....	27
3.2.6	Respostas.....	29
3.3	ANÁLISE DE DADOS.....	30
4	RESULTADOS.....	31
4.1	DADOS SOCIOAMBIENTAIS E DEMOGRÁFICOS.....	31
4.2	USO E OCUPAÇÃO DO SOLO.....	34
4.3	QUALIDADE DA ÁGUA.....	41
4.3.1	Estuário do Rio Timbó.....	41
4.3.2	Estuário do Rio Formoso.....	45
4.3.3	Comparação entre estuários.....	49
4.4	LIXO.....	51
4.5	POLÍTICAS PÚBLICAS AMBIENTAIS.....	52
5	DISCUSSÃO.....	54
5.1	PRESSÕES.....	54
5.1.1	Ocupação urbana.....	54
5.1.2	Saneamento básico.....	54

5.1.3	Despejo do lixo.....	55
5.2	ESTADO E IMPACTOS DOS ESTUÁRIOS.....	55
5.2.1	Uso e ocupação.....	55
5.2.2	Qualidade da água.....	57
5.2.3	Lixo.....	60
5.2.4	Políticas públicas ambientais.....	61
6	CONCLUSÕES.....	64
	REFERÊNCIAS.....	66
	APÊNDICE A - MAPAS DE USO E OCUPAÇÃO DOS SOLOS NAS ADJACÊNCIAS DOS ESTUÁRIOS DOS RIOS TIMBÓ E FORMOSO....	81
	ANEXO A – TABELAS DE USO E OCUPAÇÃO DOS ESTUÁRIOS DOS RIOS TIMBÓ E FORMOSO.....	85

1 INTRODUÇÃO

As zonas costeiras são caracterizadas como áreas de transição entre o ambiente marinho e a área continental. Essa zona tem alta complexidade e sofre interferência de múltiplos fatores, que as tornam vulneráveis a processos modificadores (BARBIER et al., 2011a; FERNANDES, 2016; MIRANDA, 2002). Os estuários são denominados como um sistema complexo devido às variações físicas, químicas e biológicas que proporcionam características específicas para o ambiente (MIRANDA, 2002). Possui alta produtividade devido a sua hidrodinâmica que gera um alto aporte de nutrientes provenientes dos rios que desembocam em sua feição (BARBIER et al., 2011a; DOUGLAS et al., 2022).

São regiões extremamente importantes pelos serviços ecossistêmicos ecológicos prestados à comunidade biológica que utilizam essas áreas como berçários para organismos juvenis, reprodução, alimentação e abrigo (ABLE, 2005; BARBIER et al., 2011b; MENÉNDEZ et al., 2020). Além dos serviços citados, os estuários possuem extrema importância para as comunidades costeiras com o papel de barreira protetora contra a ação das ondas e tempestades, somado ao fator econômico na produção alimentícia e importância cultural para as comunidades pesqueiras (ARAÚJO; ALVES; SIMÕES, 2014; BARBIER et al., 2011b; RUSLAN et al., 2022).

Desde que o ser humano assumiu o papel de agente modificador do ambiente, a contar do momento em que começou os assentamentos populacionais deixando o modo nômade, as dinâmicas naturais foram alteradas (SOUZA; VALE; OLIVEIRA, 2017). Considerando que as ocupações territoriais começaram pelas regiões litorâneas e passaram a se consolidar, devido ao ambiente favorável ao estabelecimento das comunidades, as atividades relacionadas a agricultura e a circulação de mercadorias por vias marítimas, as paisagens foram reconfiguradas para atender às novas necessidades humanas (MIRANDA, 2002; MORAES, 2007; SOUZA; VALE; OLIVEIRA, 2017). Globalmente, as zonas costeiras apresentam altas densidades populacionais, bem acima daquelas encontradas no interior, o que colabora com a instabilidade dos sistemas naturais, com a intensificação dos impactos ambientais, alteração de habitats e redução da biodiversidade (COHEN et al., 1997; IBGE, 2011; MORAES, 2007; SMALL; NICHOLLS, 2003a; HE; SILLIMAN, 2019).

Esses ambientes costeiros experimentam os resultados das intensificações dos impactos de forma direta e indireta pelas atividades humanas por meio da descarga de efluentes domésticos e industriais, resíduos das atividades de monocultura, aquicultura, instalações urbanas, agricultura,

exploração de madeira, desmatamento e conversão de áreas florestais em pastagens, aporte de nutrientes nas regiões costeiras e a lixiviação de fertilizantes de cultivos agrícolas através dos rios (CABRAL; FONSECA, 2019; CLOERN; JASSBY, 2008; NASCIMENTO-FILHO et al., 2013; LEÃO; PRATES; FUMI, 2018; LIRA; ZAPATA; FONSECA, 1979).

A mudança no uso do solo e a expansão das áreas urbanas podem resultar em problemas ambientais (FOLEY et al., 2005; FREEMAN et al., 2019). Entre outras questões ambientais, a urbanização transforma a paisagem natural ao degradar habitats e alterar a dinâmica dos processos biofísicos, impactando negativamente os serviços ecossistêmicos e bens necessários ao bem-estar humano (MAGAROTTO et al., 2016; RAZALI et al., 2018; SUSHINSKY et al., 2013; ZHOU; WU; PENG, 2012).

A maior parte dos esgotos domésticos e industriais são lançados diretamente nos rios e conduzidos até os estuários e praias em decorrência da grande demanda do sistema de saneamento básico, principalmente, nas regiões costeiras em consequência ao adensamento populacional (ARAÚJO et al., 2021). O aporte de nutrientes nos ambientes aquáticos é um evento natural, entretanto, as atividades humanas têm possibilitado o aumento de nutrientes para os ambientes costeiros em comparação com a entrada por fontes naturais (DEWI et al., 2018; RABALAIS, 2002). A eutrofização, processo de enriquecimento de nutrientes e matéria orgânica dos corpos hídrico/s, resulta no aumento da produção primária (ANDERSEN; SCHLÜTER; ÆRTEBJERG, 2006; CHEN et al., 2018). A eutrofização se tornou um problema generalizado de qualidade da água quando é acelerado por atividades antropogênicas ao longo das bacias hidrográficas em locais altamente povoados (WANG et al., 2019).

Para além desses impactos, a deposição ou o acúmulo de lixo de origem antrópica nos ambientes aquáticos representa um grande problema ambiental (COE; ROGERS, 1997). O lixo é uma questão complexa com implicações significativas para o meio ambiente e atividades humanas, consequentemente resulta em problemas econômicos, culturais e de gestão pública (JEFTIC et al., 2009). Nos ambientes estuarinos a presença do lixo decorre do fluxo continental e pode permanecer aprisionado nas raízes ou galhos do manguezal e no solo lamoso (RAHIM et al., 2020; VIEIRA; DIAS; HANAZAKI, 2011). Em decorrência dessas características que a retirada e limpeza desses resíduos é complicada e associada a baixa taxa de degradação, ocorre maior acumulação (JEFTIC et al., 2009).

Diante de toda a complexidade, vulnerabilidade e modificações apresentadas nas zonas costeiras, as políticas públicas ambientais através de seus instrumentos são relevantes para a

remediar os usos e proteção desses ambientes (BRUNER et al., 2001; NELSON; CHOMITZ, 2011; YANG et al., 2021). Mediante a essas políticas é possível realizar o monitoramento de ambientes e organismos (PERNAMBUCO, 2022a; PRATES et al., 2007), além de permite a gestão participativa entres as instituições federais, estaduais e municipais em consonância com a participação da sociedade civil (MACHADO; MENDONÇA, 2007; SILVA, 2019a). Para além destes aspectos, as políticas e seus instrumentos são um dos principais modo de resposta governamental as necessidades da sociedade em relação ao ambiente (JANNUZZI; DE CARLO, 2018).

Frente a esses conflitos O DPSIR (do inglês *Driving Forces, Pressures, States, Impacts, Responses*) surge como uma ferramenta de avaliação ambiental integrada que se dispõe a descrever as origens e consequências dos problemas ambientais de forma estratégica (KRISTENSEN, 2004). Essa estrutura (Força Motriz, Pressão, Estado, Impactos e Resposta traduzida do inglês) é geralmente aplicada para desenvolver abordagens de gerenciamento costeiro (GARI; NEWTON; ICELY, 2015) a partir da avaliação da poluição ambiental advinda das atividades domésticas e industriais. (SCHEREN et al., 2004), análise de sistemas de manguezais (QUINN et al., 2017) e diagnóstico da qualidade ambiental de regiões estuarinas (NETO et al., 2013).

No complexo estuarino do Rio Formoso, foram desenvolvidas pesquisas relacionadas aos impactos antrópicos percebidos pela comunidade de pescadores artesanais (ARAÚJO; ALVES; SIMÕES, 2014; MALINCONICO, 2019; MELO, 2018). Segundo eles, há fortes conflitos da comunidade local com os impactos relacionados à qualidade da água da região. No estuário do Rio Timbó, foram desenvolvidas pesquisas que identificam os impactos antrópicos que causam degradação nas margens do manguezal (CORREIA, 2002) e que tipificam e classificam a intensidade dos mesmos (CABRAL; SASSI; COSTA, 2005). Os impactos que ocorrem nesse estuário são conflitantes e potencializam impactos secundários cumulativos, ocasionando drásticas mudanças ambientais e perdas da qualidade do meio (CABRAL; SASSI; COSTA, 2005).

Frente a esse cenário complexo, visando contribuir com a conservação dos estuários do Rio Formoso e do Rio Timbó, o presente trabalho destaca os seguintes objetivos:

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar as pressões antrópicas e as principais respostas públicas que se relacionam com os impactos antropogênicos em dois estuários tropicais.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

- Compilar e avaliar os dados quali-quantativos sobre o uso e ocupação do solo para estimando as áreas perdidas espaço-temporalmente;
- Analisar a qualidade da água ao longo dos estuários para identificando as áreas atingidas pela poluição oriunda de efluentes;
- Elaborar mapas descritivos (espaço-temporalmente) sobre a qualidade da água e as áreas de ocupação adjacentes aos estuários;
- Identificar as políticas públicas ambientais mais relevantes como subsídio à conservação, mitigação e monitoramento do ambiente costeiro relacionando com o estado e as pressões estuarinas;
- Identificar os itens de lixo presos às raízes dos mangues, quantificando e identificando a possível origem;
- Comparar os principais impactos e respostas de cada complexo estuarino, visando o subsídio às políticas públicas ambientais.

3 METODOLOGIA

3.1 ÁREAS DE ESTUDO

Com dois estuários com diferenças consideráveis em relação às políticas públicas ambientais aos níveis de pressão antrópica: o Rio Timbó por sua localização na Região Metropolitana do Recife (RMR), o maior fluxo de pessoas, que proporciona o maior uso de sua área, maior carga de efluentes domésticos despejado no estuário e um turismo que possibilitou a reconfiguração da paisagem, caracteriza essa região com o cenário oposto ao verificado no Rio Formoso. Onde identificamos uma área urbana bem reduzida, menor estimativa populacional e uma gestão estuarina mais participativa por meio da Área de Proteção Ambiental (APA) Guadalupe, grupos e centros de pesquisa e a participação dos atores locais.

O clima das regiões é considerado tropical, com o período chuvoso definido entre os meses de entre março e agosto e o período de estiagem entre setembro e fevereiro (APAC, 2022a). As principais áreas estuarinas do estado de Pernambuco foram transformadas em APA por meio da Lei N° 9.931/86 (PERNAMBUCO, 1986), ambos os estuários receberam essa proteção, mas até o momento, o estuário do Rio Timbó não possui conselho gestor e plano de manejo (CPRH, 2022a).

3.1.1 Estuário do Rio Formoso

O complexo estuarino do Rio Formoso está localizado na zona da mata sul de Pernambuco e abrange os municípios de Rio Formoso, Sirinhaém e Tamandaré. O estuário é composto por três principais rios, o Rio Formoso, na zona estuarina superior e o Rio dos Passos e o Rio Ariquindá, na zona estuarina média, totalizando 12 km de extensão (CPRH, 2001; LIRA; ZAPATA; FONSECA, 1979). Sua bacia Hidrográfica é denominada por Grupo de Bacias Pequenos Rios Litorâneos 4 (GL 4) e apresenta uma área aproximada de 295 km², com o percentual de 0,30% da superfície total do estado de Pernambuco (APAC, 2022b).

O estuário está inserido na Unidades de Conservação de uso sustentável: Área de Proteção Ambiental de Guadalupe, estabelecida no ano de 1997, e cobrindo 32.135 ha de área continental e 12.664 ha de área marítima (PERNAMBUCO, 2010). Nas adjacências do estuário, está localizada a APA Costa dos Corais, APA Sirinhaém e a Reserva Biológica (REBIO) de Saltinho (BRASIL, 1983; ICMBIO, 2012).

O ambiente apresenta grande biodiversidade de organismos dependentes da qualidade ambiental da região, além de uma comunidade tradicional de pescadores que vive da pesca e captura de moluscos e crustáceos (ARAÚJO; ALVES; SIMÕES, 2014). O turismo recreacional é predominante no litoral sul, principalmente por meio da visitação. Ao longo da zona estuarina inferior, onde se localiza o Rio Ariquindá, está situada as marinas onde inicia parte dos passeios turísticos de lanchas, barcos e catamarãs até a praia dos Carneiros, grande atrativo da região. A monocultura da cana-de-açúcar é uma das principais economias dos municípios dessa região juntamente com atividades como a carcinicultura e agricultura (CPRH, 2001).

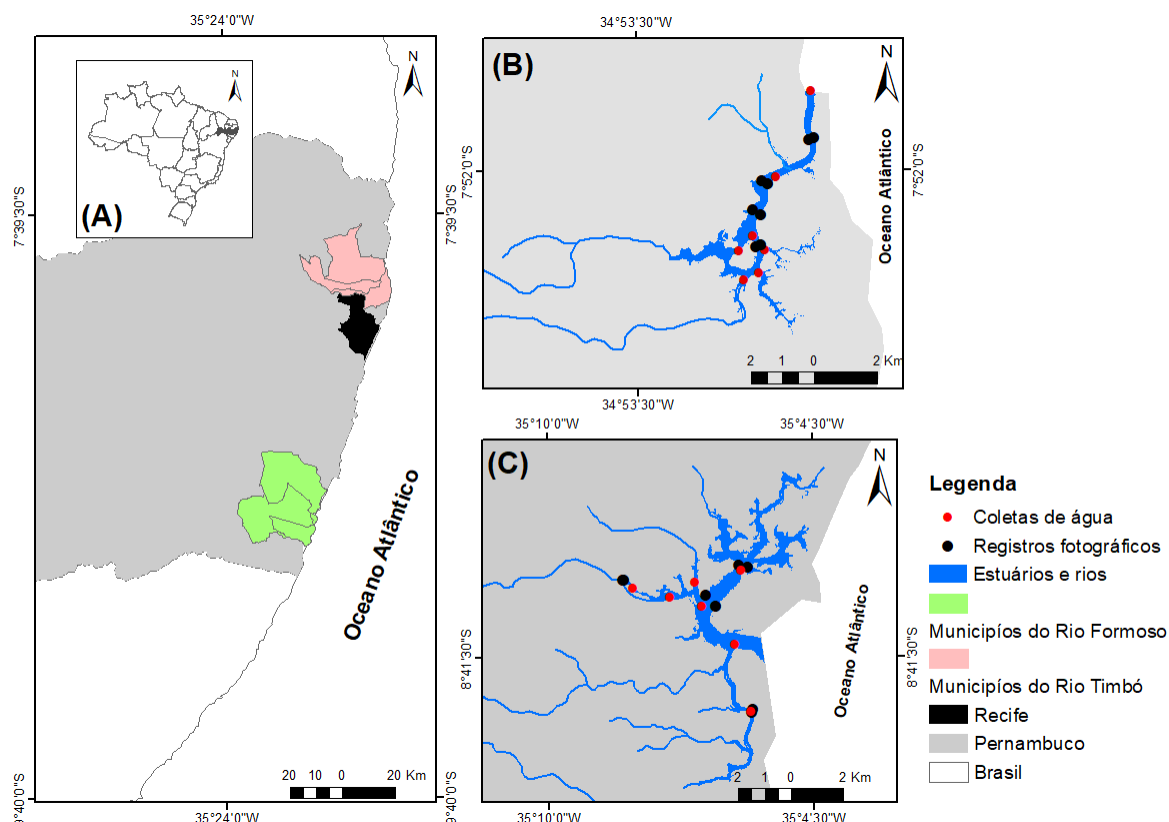
3.1.2 Estuário do Rio Timbó

O estuário do Rio Timbó possui 9.246,41 ha de área total e está localizado no litoral norte de Pernambuco e na Região Metropolitana do Recife, abrange os municípios de Abreu e Lima, Igarassu e Paulista (CPRH, 2003). O complexo estuarino é constituído pelos Rios Arroio Desterro, Barro Branco e Timbó, com extensão de 1.397 ha (APAC, 2022b). A área compõe o Grupo de Pequenos Rios Litorâneos 1 (GL 1), que possui 1.188,11 km², cujo percentual da bacia corresponde a 1,21% do total do estado (APAC, 2022b).

De mesmo modo integra a APA estuarina do Rio Timbó (PERNAMBUCO, 1986) e nas suas adjacências estão localizadas a APA Aldeia-Beberibe (PERNAMBUCO, 2010); Reserva Florestal Urbana (FURB) Mata de Jaguarana e FURB de São Bento (PERNAMBUCO, 2011); Refúgio de Vida Silvestre (RVS) Mata da Usina São José e RSV Mata de Miritiba (PERNAMBUCO, 1987), essas últimas Unidades de Proteção Integral.

As atividades predominantes no Rio Timbó estão relacionadas aos setores industriais, a exemplo uma empresa destinada à construção civil, agricultura (cana-de-açúcar), aquicultura e policultura. Essa área tem como atividade recreacional o turismo, principalmente o de veraneio, nas margens do estuário (na zona inferior) predominam as casas de veraneio, marinas, hotéis, restaurantes e 2 postos de combustíveis. Assim como Rio Formoso, também existe uma comunidade pesqueira que vive da pesca e captura de organismos (CPRH, 2003) (Figura 1).

Figura 1 - Mapa da área de estudo



Fonte: A autora (2022).

Notas: (A) destacado o Brasil, Pernambuco, Recife (Capital de PE) e os municípios que abrangem os estuários estudados. (B) Estuário do Rio Timbó com os pontos de coleta de água e campanhas de imageamento. (C) Estuário do Rio Formoso com os pontos de coleta de água e campanhas de imageamento.

3.2 MÉTODO DPSIR

O DPSIR é um método utilizado para dar suporte a tomadores de decisão que consiste em avaliar as interações entre a sociedade e o meio ambiente de um determinado espaço. Ele relaciona as forças motrizes, pressões, impactos a um determinado estado que o ambiente apresenta, designando possíveis respostas (KRISTENSEN, 2004).

Na construção de uma estratégia DPSIR são utilizados dados sobre atividades que visam atender as necessidades humanas, indicadores sobre a qualidade ambiental, as mudanças que podem ocorrer no ambiente e um retorno da população ou dos formadores de políticas. Assim, é construída uma ferramenta que permitirá aos tomadores de decisão elaborar políticas públicas e planos de mitigação nos ecossistemas (KRISTENSEN, 2004). A busca de informações orientadas pelo DPSIR demanda um tipo de diagnóstico ambiental que reúna em um contexto único

informações de diferentes naturezas, como os interesses socioeconômicos, conservação em geral e a qualidade da água (CALDAS, 2012).

3.2.1 Forças Motrizes

As forças motrizes são atividades que atendem as necessidades humanas de alimentação, abrigo, infraestrutura, saúde, água, segurança e cultura. Os indicadores dessas forças descrevem a evolução social, demográfica e econômica, por meio das mudanças provocadas nos meios de consumo e produtividade, exercendo mudanças pressões no meio ambiente (BRADLEY; YEE, 2015; GABRIELSEN; BOSCH, 2003).

Mediante a isso, foi levantado a partir de diagnósticos ambientais produzidos pelo Governo do estado de Pernambuco informações para os estuários dos Rios Formoso e Timbó a fim de mensurar as principais necessidades humanas e usos dos ambientes, equivalente as forças motrizes (CPRH, 2001, 2003).

3.2.2 Levantamento socioambiental e demográficos

Posteriormente, ocorreu o levantamento de dados socioambientais, disponíveis no Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) através da Base de Dados do Estado ¹ (BDE Pernambuco) e Agência Nacional das Águas (ANA), tendo por finalidade, estabelecer as principais pressões antrópicas que promovem o uso do solo, a redução da qualidade de água e descarte de lixo. As informações de números de domicílios, despejo de esgoto e destino do lixo (descartes irregulares diretos ou indiretos para corpos d'água), foram apuradas através dos censos demográficos do IBGE dos anos de 2000 e 2010, por esse motivo as informações são uma apuração da destinação de cada residência.

A expansão urbana foi avaliada pelo número de domicílios em espaços urbanos de cidades ou vilas (IBGE, 2010). Para o fator saneamento compreende o despejo de esgotamento sanitário em rios, lagos ou mares e outro tipo de escoadouro (IBGE, 2010). Com a finalidade de determinar a estimativa populacional foram utilizados os dados do IBGE para os anos de 2001, 2011 e 2020. Os resultados obtidos através da ANA, são um compilado de dados disponíveis no atlas do esgoto

¹ http://www.bde.pe.gov.br/estruturacao geral/conteudo_site2.aspx

de 2017, referente a destinação do esgoto em cada município (ANA, 2015, 2016a, 2016b, 2016c, 2016d).

3.2.3 Uso e ocupação do solo

A fim de avaliar o estado da ocupação nas áreas adjacentes aos estuários, foram utilizados dados do projeto Mapbiomas coleção 6.0 ² da série anual de mapas de uso e ocupação de terras do Brasil. Foram selecionados os anos de 1990 e os anos posteriores numa sequência de 10 anos (2000, 2010 e 2020). Para elaboração dos mapas foi utilizado o software Qgis 3.16.14, por ser um programa gratuito e sem a necessidade de licença para publicações.

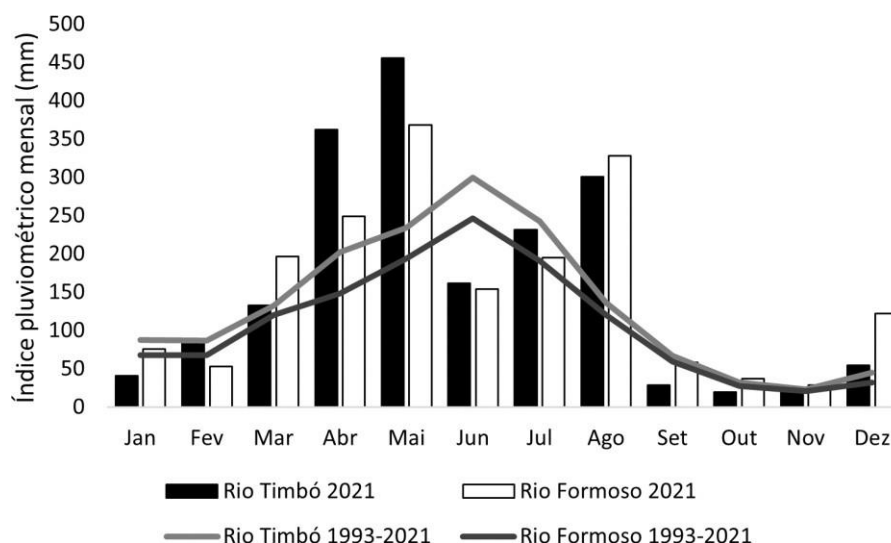
3.2.4 Qualidade da água

3.2.4.1 Coletas de água

Foram realizadas três coletas no período de estiagem (setembro, outubro e novembro) do ano de 2021 e três coletas no período chuvoso (abril, julho e agosto) de 2021 (Figura 2), em sete pontos já definidos no estuário do Rio Formoso e no estuário Rio Timbó. As amostras de água foram coletadas usando uma garrafa de 2 L de Niskin para análise de nutrientes inorgânicos dissolvidos, silicato, oxigênio dissolvido (OD) e clorofila-a (Chl-*a*). Os valores *in situ* da salinidade foram obtidos através de um CTD RBR Concept[®].

² <https://mapbiomas.org/>

Figura 2 - Média mensal do índice pluviométrico dos municípios inseridos nos estuários dos rios Formoso e Timbó para o ano de 2021 e média histórica de 1993 a 2021



Fonte: APAC.

3.2.4.2 Análise química

O Nitrato (NO_3^-) e o nitrito (NO_2^-) foram analisados de acordo com GARCÍA-ROBLEDO; CORZO; PAPASPYROU (2014), e o amônio ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$) seguindo o método de BOWER; HOLM-HANSEN (1980). O fosfato inorgânico dissolvido (PO_4^{-3}) e o silicato ($\text{Si}(\text{OH})_4$) foram analisados de acordo com GRASSHOFF; KREMLING; EHRHARDT (1999). O oxigênio dissolvido (OD) foi medido seguindo a metodologia modificada de STRICKLAND; PARSONS (1972), e sua saturação (OD%), calculada de acordo com a tabela da (UNESCO, 1973). A biomassa fitoplanctônica, clorofila-a, (Chl-a) foi analisada por espectrometria, de acordo com a UNESCO (1966).

O índice TRIX (VOLLENWEIDER et al., 1998) foi usado para caracterizar o nível trófico e a qualidade da água nos estuários (Tabela 1). Este índice é calculado de acordo com a seguinte equação:

$$\text{TRIX} = (\log_{10}[\text{Chl-}a \times \text{DO}\% \times \text{DIN} \times \text{PO}_4^{-3}] + k) / m \quad (1)$$

Onde Chl-a, OD e NID são expressos em $\mu\text{g L}^{-1}$, k e m são constantes que ajustam o TRIX em uma escala de eutrofização de 0 a 10, com os valores de 1,5 e 1,2 respectivamente.

Tabela 1 - Classificação do TRIX segundo VOLLENWEIDER et al., 1998.

Escala TRIX	Estado da qualidade da água	Nível de eutrofização
$0 \leq 4$	Alta	Oligotrófico
$>4 \leq 5$	Boa	Mesotrófico
$>5 \leq 6$	Mal	Eutrófico
>6	Pobre	Hipereutrófico

Além do TRIX como caracterização da qualidade da água, foi adicionado como determinante dos padrões de Clorofila-a, a resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) 357/2005 (BRASIL, 2005). A classe utilizada foi a II para ambientes de água doce. Valores padrões com limites até o indicativo foram identificados no texto.

3.2.5 Lixo

Para identificar a quantidade de lixo preso às raízes do mangue, foram realizadas duas campanhas de imageamento, a primeira em agosto/2021 (representa o fim do período chuvoso) e outra em novembro/2021 (representando o mês de estiagem) em quatro pontos distribuídos aleatoriamente em ambos os estuários. As campanhas ocorram durante a maré baixa de sizígia, e as tábuas de maré foram verificadas através do Centro de Hidrografia da Marinha³, sendo o Porto do Recife correspondente ao estuário do Rio Timbó e o Porto de Suape correspondente ao Rio Formoso (Tabela 2). As coletas foram executadas por meio de registros fotográficos com uma câmera Canon T100 com distância de 5 metros das raízes, com auxílio de um “L” feito de tubos de PVC, medindo 1x1m como referência, durante as marés de sizígia (Figura 3).

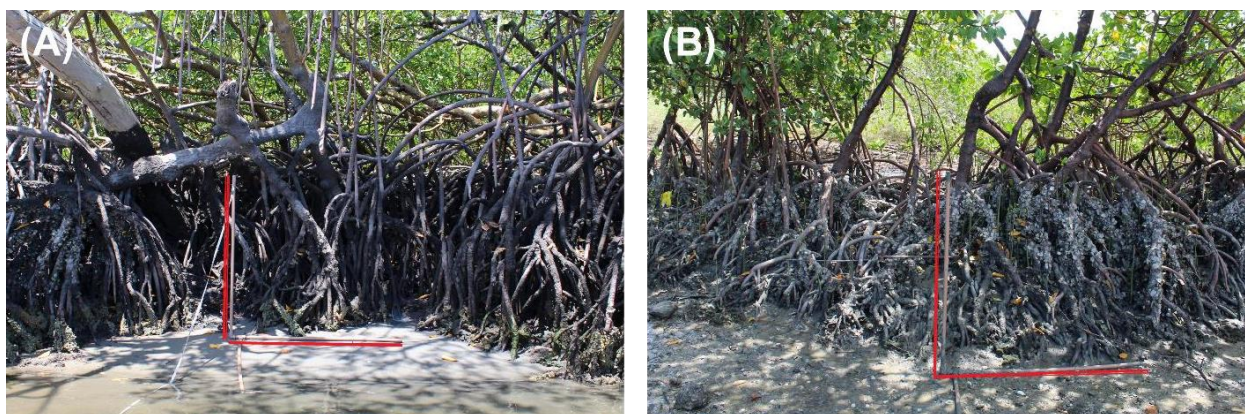
Tabela 2 - Tábua de maré de acordo com o porto mais próximo nos dias de identificação do lixo

Local	Data	Tábua de maré
Porto do Recife	23/08/2021	2.5 - 0.1
Porto de Suape	24/08/2021	2.3 - 0.2
Porto do Recife	19/11/2021	2.2 - 0.4
Porto de Suape	22/11/2021	1.9 - 0.5

Fonte: Marinha do Brasil 2021.

³ <https://www.marinha.mil.br/chm/tabuas-de-mare>

Figura 3 - Método de obtenção das imagens de identificação do lixo



Fonte: A autora (2022).

Nota: Linha vermelha indicando o “L” construído com tubos de PVC. (A) Rio Formoso e (B) Rio Timbó.

As imagens foram analisadas visualmente para identificar a quantidade de resíduos de lixo. A classificação da quantidade considerou como referência o projeto “Observando os Rios” da Fundação SOS Mata Atlântica (SOS MATA ATLÂNTICA, 2022) que aplica a categorização em três níveis: ausência de lixo; pouco lixo, com 1 a 9 itens presentes; muito lixo, com 10 ou mais itens presentes (Figura 4). Para indicar a possível origem foi realizada uma adaptação da classificação segundo a fonte mais provável (BELARMINO et al., 2014) (Tabela 3). Os pontos foram classificados com um número e uma letra, sendo D = margem direita e E = margem a esquerda, no sentido da montante à jusante do estuário.

Figura 4 - Método de classificação visual da quantidade de lixo segundo o SOS MATA ATLÂNTICA, 2022



Fonte: A autora (2022).

Nota: Linha vermelha indicando o L de referência e linhas amarelas indicando áreas com lixo. Figura A, indicando a classificação de muito lixo no estuário do Rio Timbó. Figura B, indicando pouco lixo no estuário do Rio Timbó. Figura C, indicando ausência de lixo no Rio Formoso.

Tabela 3 - Classificação da origem do lixo, adaptado de BELARMINO et al., 2014

Fontes	Descrição
Usuário	Itens de uso único
Doméstica	Descartados nos pontos de descargas fluviais ou terem chegado através dos rios. Produtos classificados pela dificuldade em se estabelecer sua origem, podem ter chegado aos locais através do rio, terem sido descartados no ambiente por usuários locais ou transportados pela maré.
Mista	
Pesca	Objetos utilizados na atividade pesqueira.
Construção civil	Restos de materiais da construção civil.

3.2.6 Respostas

Foi realizado um levantamento das principais políticas públicas ambientais a nível nacional e estadual, voltadas à mitigação dos impactos nos ecossistemas costeiros bem como à conservação desses ambientes. Para esse trabalho entende-se por políticas públicas ambientais os instrumentos

legais e as ações desenvolvidas pelos governos federal e estadual. Essas políticas foram levantadas primeiramente através da Constituição Federal de 1989 e da Constituição do estado de Pernambuco até a identificação do maior número, posteriormente foi verificado as possíveis leis faltantes através do site da CPRH⁴. Os dois estuários estudados no presente trabalho se localizam no mesmo estado e país por esse motivo as respostas por meio dos instrumentos legais são as mesmas.

3.3 ANÁLISE DE DADOS

Para os dados referentes a qualidade da água foi utilizado o teste de Kruskal-Wallis em virtude da não normalidade dos dados. Com a finalidade de comparar as zonas estuarinas de cada estuário entre si, foi aplicado como *posthoc* o teste Kruskal Nemenyi com a correção *sigle step*.

⁴ <http://www2.cprh.pe.gov.br/publicacoes-e-transparencia/legislacoes-e-instrucoes-normativas/leis/leis-federais/>

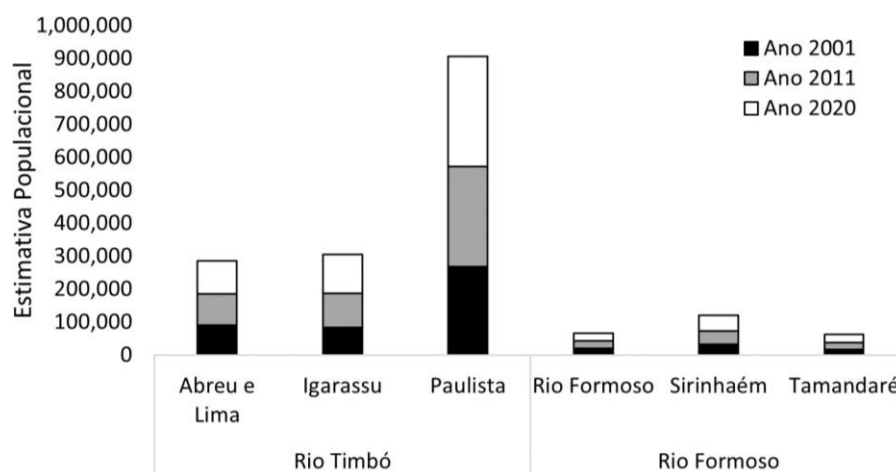
4 RESULTADOS

4.1 DADOS SOCIOAMBIENTAIS E DEMOGRÁFICOS

Foram identificadas como as principais forçantes as atividades de agricultura - como serviço alimentício e de importância econômica-, infraestrutura urbana - devido a demanda do crescimento populacional - e gestão de resíduos. Esses três pontos levantam necessidades indispensáveis para a existência humana, no entanto a falta de planejamento e gestão ambiental podem potencializar seus impactos no meio ambiente.

De acordo com os dados obtidos através do IBGE, os municípios de Paulista (66.094) e Tamandaré (6.282) apresentam maior e menor estimativa populacional respectivamente. Os municípios que compõem o estuário do Rio Timbó (Abreu e Lima, Igarassu e Paulista), apresentaram maior estimativa populacional comparado aos municípios que integram estuário do Rio Formoso (Sirinhaém, Rio Formoso e Tamandaré) (Figura 5).

Figura 5 - Estimativa populacional dos municípios inseridos nos estuários dos rios Formoso e Timbó nos anos de 2001, 2011 e 2020

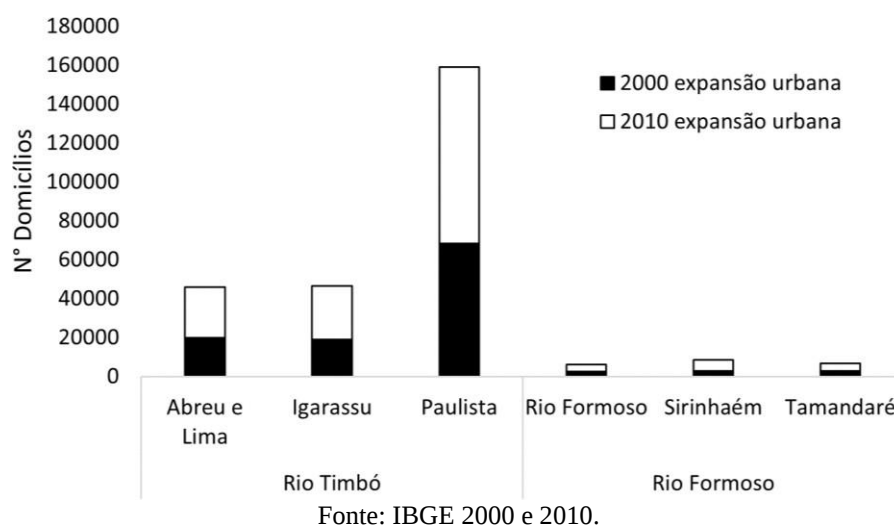


Fonte: IBGE, 2021.

O estuário com maior expansão dos domicílios em locais urbanos foi o Rio Timbó, destacando o município de Paulista com crescimento de 22434 domicílios. Para o estuário do Rio Formoso, os resultados demonstram um crescimento, com foco no município de Sirinhaém (2700 domicílios). Comparando os resultados de domicílios de cada estuário para ambos os censos, o

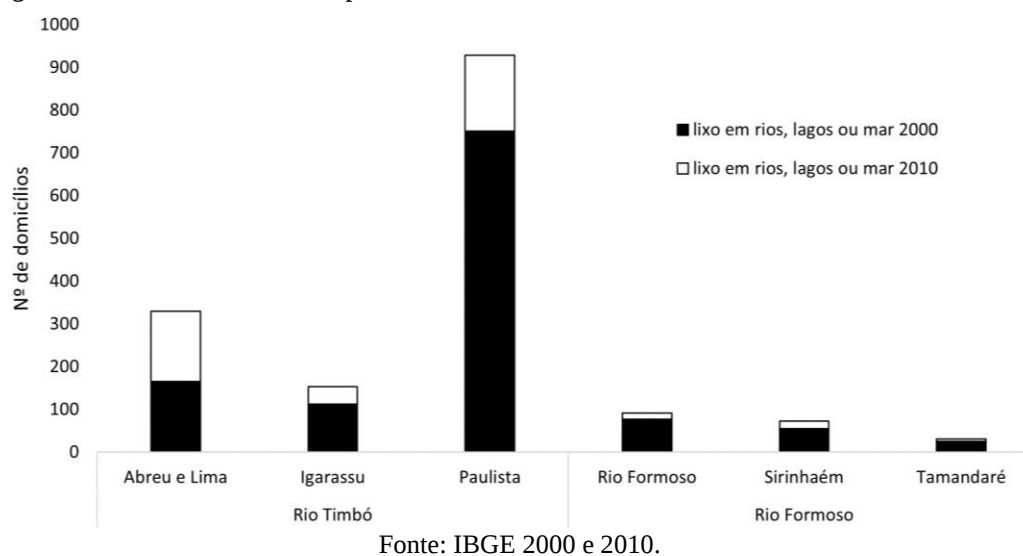
estuário do Rio Timbó apresenta maior expansão de domicílios em cidades ou vilas do que o estuário do Rio Formoso (Figura 6).

Figura 6 - Expansão urbana nos estuários do Rio Timbó e Rio Formoso para os anos de 2000 e 2010



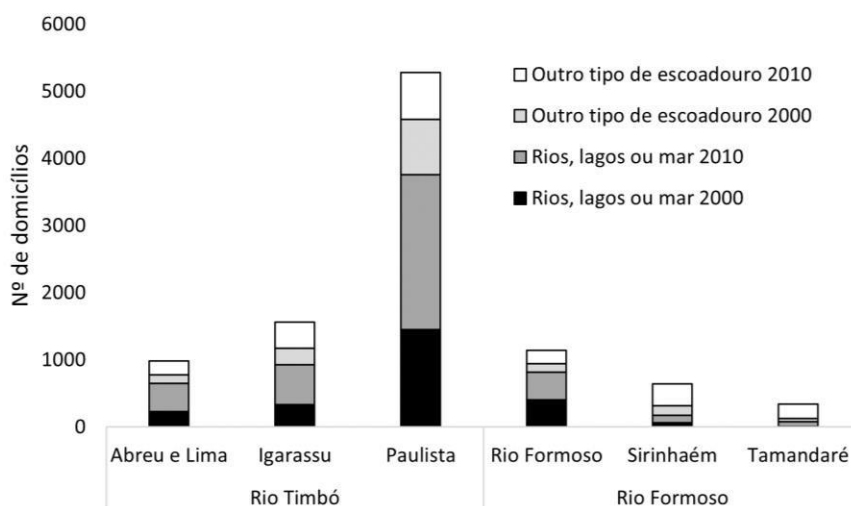
Considerando o fator destino de lixo, o município de Abreu e Lima não apresentou diferença entre os resultados obtidos entre 2000 e 2010 (165 domicílios). Igarassu e Paulista demonstraram uma queda entre os anos de 2000 e 2010. Para o estuário do Rio Formoso, os municípios apresentaram um decréscimo na destinação do lixo (Figura 7).

Figura 7 - Destino do lixo em corpos hídricos de acordo com as estuarinas nos anos de 2000 e 2010



De acordo com o fator despejo de esgoto em rios lagos ou mares, todos os municípios apresentaram um aumento de: Abreu e Lima (192), Igarassu (257), Paulista (859), Rio Formoso (7), Sirinhaém (54) e Tamandaré (69). Para outro tipo de escoadouro, todos os municípios apresentaram um aumento - Abreu e Lima (86), Igarassu (138), Rio Formoso (79), Sirinhaém (189) e Tamandaré (165) - exceto paulista que apresentou um declínio (Figura 8).

Figura 8 - Destino do esgotamento sanitário de acordo com os censos do IBGE 2000 e 2010 para os estuários do Rio Timbó e Rio Formoso



Fonte: IBGE, 2000; 2010.

Conforme os dados da Agência Nacional das Águas (ANA), o município de Abreu e Lima libera 66,8% do seu esgoto sem tratamento e coleta nos rios da região, sendo despejados 38,4 L/s no rio Barro Branco e 14,8 L/s no Arroio Coité. Em Paulista, 42,4% do esgoto é descartado sem coleta e tratamento, totalizando uma carga de 15,8 L/s no Rio Barro Branco. Igarassu libera 86% do esgoto sem coleta e tratamento. Destes 86%, 10,6 L/s de todo o esgoto de Igarassu é despejado no rio Arroio Coité.

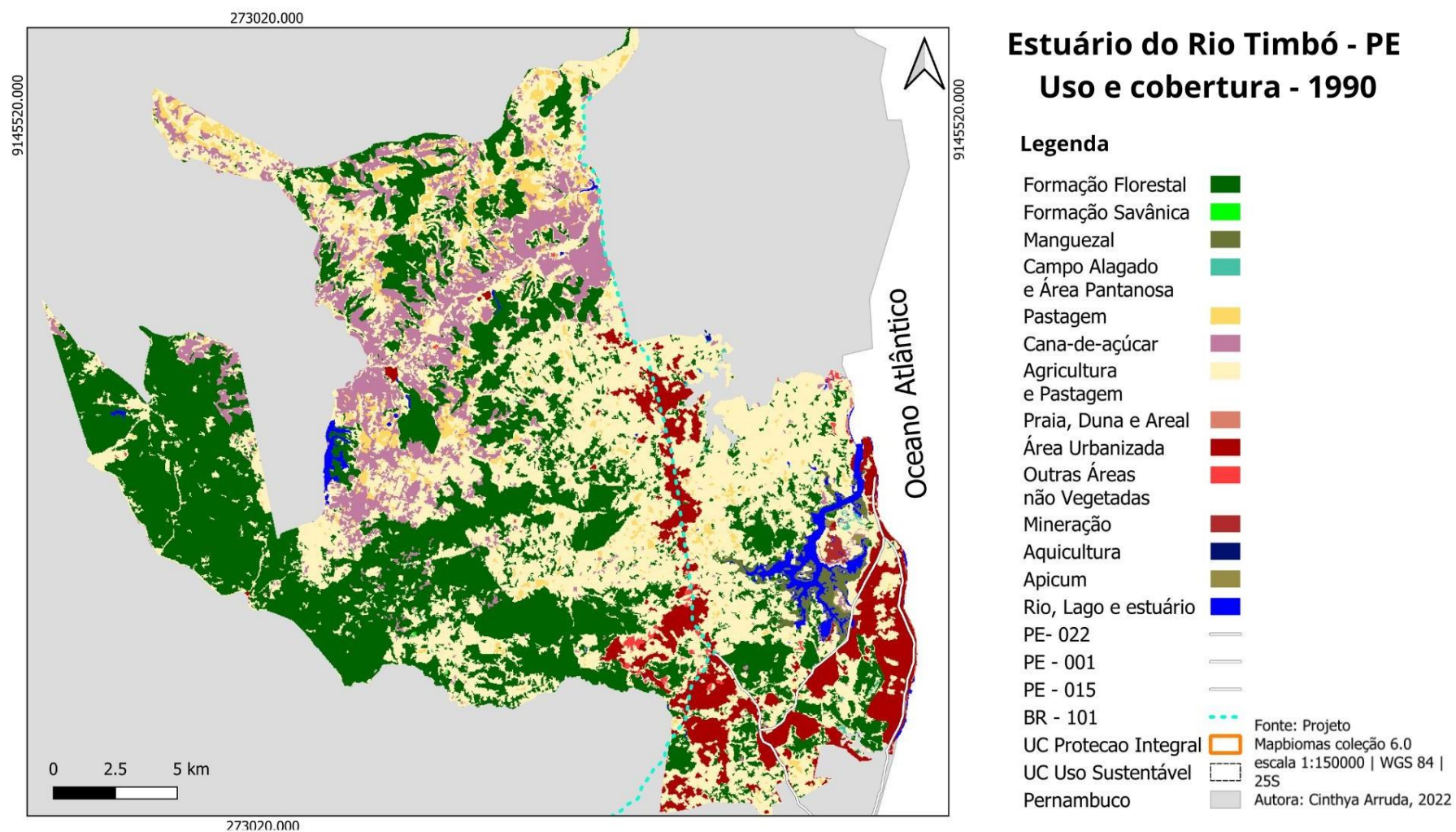
O município de Rio Formoso libera 55,1% do seu esgoto sem tratamento e coleta equivalente a 6 L/s de efluentes no Rio Formoso. Tamandaré possui 98% de seu esgotamento encaminhado para a ETE e 2% correspondem à solução individual. O município de Sirinhaém encaminha seu esgoto no estuário do rio Sirinhaém.

4.2 USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

Foram identificadas 14 categorias de uso e ocupação do solo no período de 1990 a 2020 no estuário do rio Timbó, compreendendo as formações naturais: 1 – formação florestal, 2 - savânicas, 3 – floresta de manguezais, 4 - apicum, 5 - outras áreas não vegetadas, 6 - campo alagado e área pantanosa, 7 - praia e dunas, 8 - rios lagos e oceano; e uso antrópico: 9 - pastagem, 10 - agricultura e pastagem, 11 - cana-de-açúcar, 12 - aquicultura, 13 - mineração e 14 - área urbanizada (Figura 9 e 10).

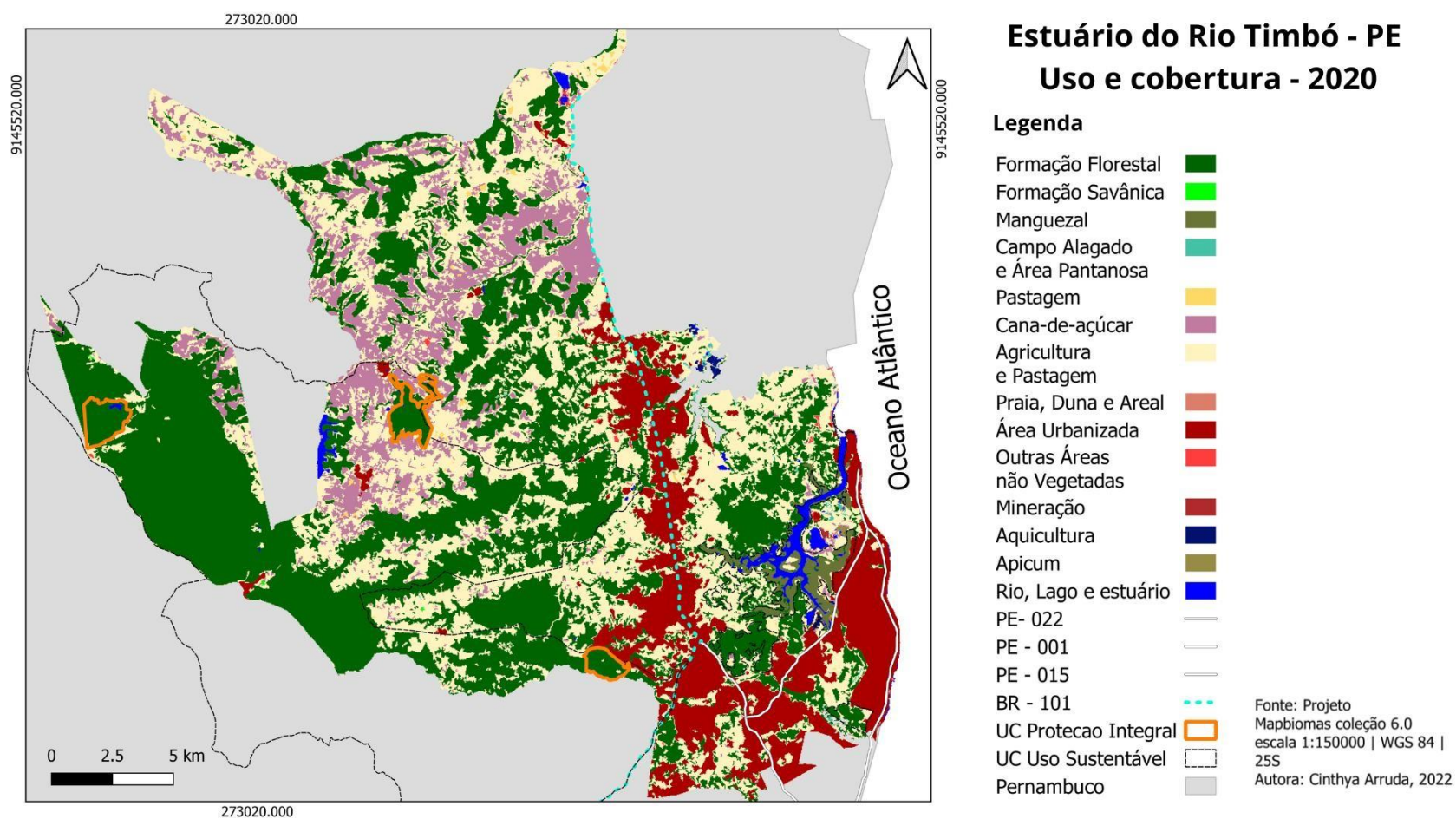
Dentre as categorias de uso natural, a formação florestal apresentou maior porcentagem de cobertura entre 1990 e 2020 (32% - 41,29%). O uso natural com menor percentual de cobertura foi o apicum (0,09% - 0,16%). Das categorias de uso antrópico, agricultura é a categoria com maior porcentagem ocupação no estuário do Rio Timbó (28% - 31,87%), a categoria de menor porcentagem de ocupação é mineração (0,03% - 0,09%).

Figura 9 - Mapa de uso e ocupação do solo nas adjacências do estuário do Rio Timbó no ano de 1990.



Fonte: A autora (2022).

Figura 10 - Mapa de uso e ocupação do solo nas adjacências do estuário do Rio Timbó no ano de 2020.



Fonte: A autora (2022).

Das categorias de uso que se destacam pelo crescimento significativo de sua extensão ocupação são elas: 1 formação florestal, 2 área urbana. daquelas que oscilaram nas suas extensões, obtivemos: 1 Manguezal, 2 agricultura e pastagem, 3 apicum (Tabela 4). As maiores manchas de formação florestal, manguezais e apicum estiveram associadas às Áreas de Proteção e as áreas urbanas estão relacionadas às principais rodovias que atravessam o estado e a faixa litorânea.

Tabela 4 - Porcentagem de uso e ocupação do solo no estuário do Rio Timbó nos anos de 1990, 2000, 2010 e 2020.

Porcentagem de uso e ocupação do estuário do Rio Timbó					
Tipo de uso	Categorias	1990	2000	2010	2020
Natural	Formação Florestal	36.37	37.27	38.11	41.93
	Formação Savânica	0.01	0.01	0.11	0.01
	Manguezal	0.89	1.10	1.14	1.14
	Campo Alagado e Área Pantanosa	0.10	0.08	0.10	0.11
	Praia, Duna e Areal	0.06	0.08	0.06	0.03
	Apicum	0.12	0.10	0.07	0.05
	Rio, Lago e estuário	1.62	1.39	1.32	1.23
	Pastagem	3.79	4.69	9.82	0.25
	Cana-de-açúcar	9.57	9.56	9.66	9.46
	Agricultura e Pastagem	39.64	35.35	27.80	32.40
	Área Urbanizada	7.34	10.18	11.48	13.09
	Outras Áreas não vegetadas	0.32	0.07	0.13	0.13
Uso antrópico	Mineração	0.13	0.09	0.08	0.03
	Aquicultura	0.01	0.01	0.10	0.10
	*Não aplicado	0.01	0.01	0.01	0.00
	**Área total estuarina	52441.25	52414.79	52495.05	52505.65

Fonte: A autora (2022).

Nota: *Locais onde não foi possível identificar os usos por causa de nuvens ou sobras. **A área total do município está apresentada no seu valor absoluto em hectares.

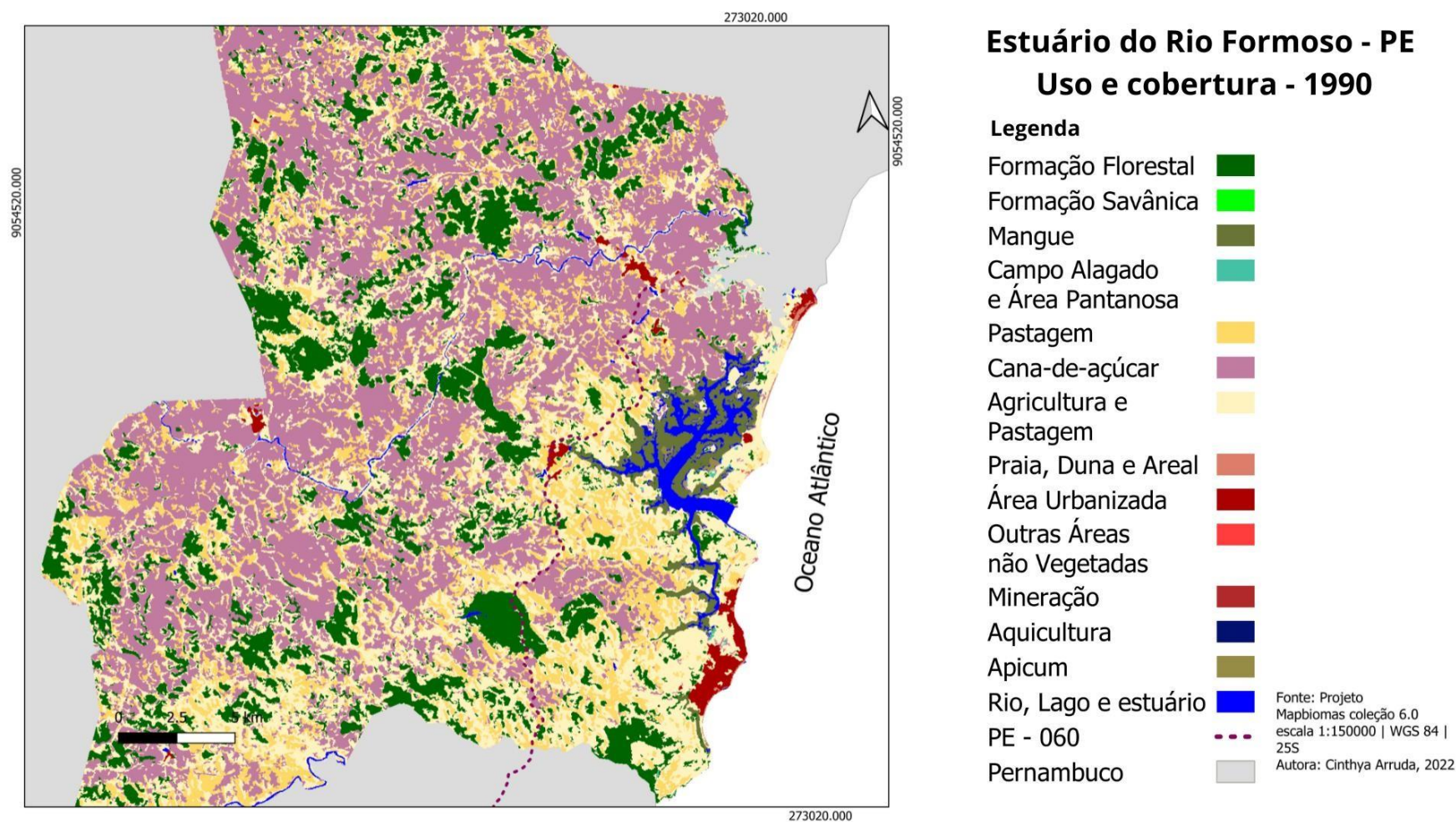
Para o estuário do Rio Formoso, foram detectadas 13 categorias de uso e ocupação do solo no período de 1990 a 2020, compreendendo as formações naturais: 1 – formação florestal, 2 – floresta de manguezal, 3 - apicum, 4 - outras áreas não vegetadas, 5 - campo alagado e área pantanosa, 6 - praia e dunas; 7 - rios, lagos e oceano; e uso antrópico: 8 - pastagem, 9 - agricultura e pastagem, 10 - cana-de-açúcar, 11 - aquicultura, e 12 - área urbanizada (Figura 11 e 12).

Dentre as categorias de uso natural, a formação florestal apresentou maior porcentagem de cobertura entre 1990 e 2020 (14,13% - 18,19% ha). O uso natural com menor porcentagem cobertura é Formação savânica (0,03% ha). Das categorias de uso antrópico, a cana-de-açúcar é a

categoria com maior percentual de ocupação no estuário do Rio Formoso, representando 35,22% ha. A categoria com menor cobertura é outras áreas não vegetadas com 0,03% ha.

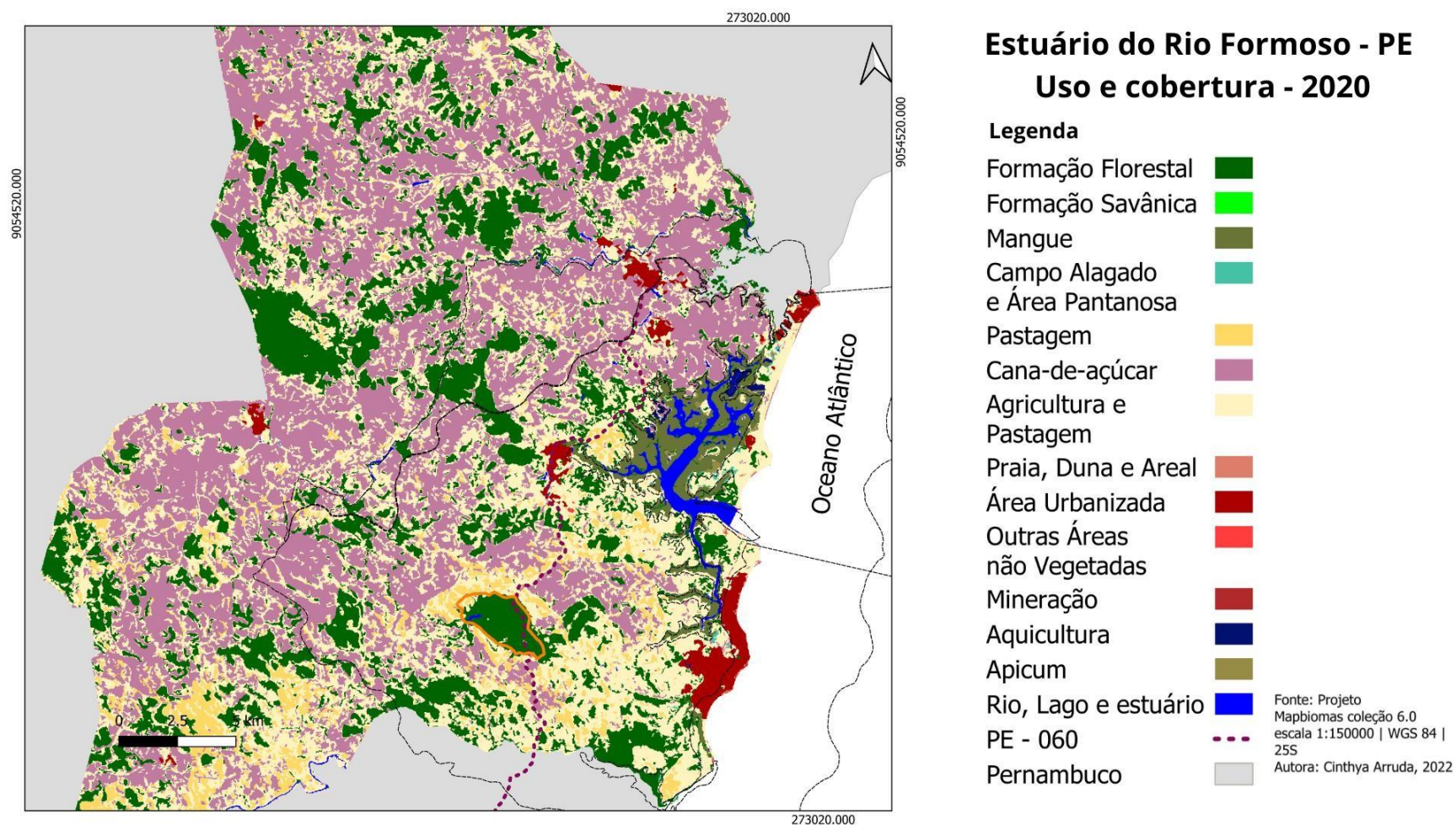
Assim como observado no Rio Timbó, as maiores concentrações de formação florestal, manguezais e apicum no Rio Formoso foram compatíveis com os territórios das Unidades de Conservação. As áreas relacionadas às atividades agrícolas no litoral sul são bastante extensas, consistindo na maior extensão de ocupação. As regiões destinadas aos usos urbanos seguiram o padrão de áreas litorâneas e nas zonas adjacentes a corpos d'água.

Figura 11 - Mapa de uso e ocupação do solo nas adjacências do estuário do Rio Formoso no ano de 1990.



Fonte: A autora (2022)

Figura 12 - Mapa de uso e ocupação do solo nas adjacências do estuário do Rio Formoso no ano de 2020.



Fonte: A autora (2022).

Das categorias de uso que se destacam pelo crescimento significativo de sua extensão ocupação são: 1 agricultura e pastagem, 2 área urbana e 3 formação florestal. Das que oscilaram nas suas extensões, obtivemos: 1 apicum. As que progrediram foram 1 rio, lago e estuário; 2 pastagem (Tabela 5).

Tabela 5 - Porcentagem de uso e ocupação do solo no estuário do Rio Formoso nos anos de 1990, 2000, 2010 e 2020

Porcentagem de uso e ocupação do estuário do Rio Formoso					
Tipo de uso	Categorias	1990	2000	2010	2020
Natural	Formação Florestal	14.19	20.77	17.63	18.27
	Formação Savânica	0.00	0.00	0.01	0.00
	Manguezal	1.77	1.93	1.99	1.94
	Campo Alagado e Área Pantanosa	0.06	0.09	0.08	0.09
	Praia, Duna e Areal	0.09	0.05	0.07	0.05
	Apicum	0.12	0.11	0.10	0.11
	Rio, Lago e estuário	1.79	1.83	1.54	1.17
	Pastagem	13.07	13.70	16.28	5.26
	Cana-de-açúcar	35.08	40.67	38.03	34.22
	Agricultura e Pastagem	25.90	35.95	22.45	29.80
Uso antrópico	Área Urbanizada	0.83	1.79	1.46	1.57
	Outras Áreas não vegetadas	0.00	0.01	0.01	0.03
	Aquicultura	0.00	0.06	0.13	0.12
	*Não aplicado	0.01	0.24	0.01	0.19
	**Área total estuarina	87431.973	87673.84	81462.24	87686.64

Fonte: A autora (2022).

Nota: *Locais onde não foi possível identificar os usos por causa de nuvens ou sobras. ** A área total do município está apresentada no seu valor absoluto em hectare.

4.3 QUALIDADE DA ÁGUA

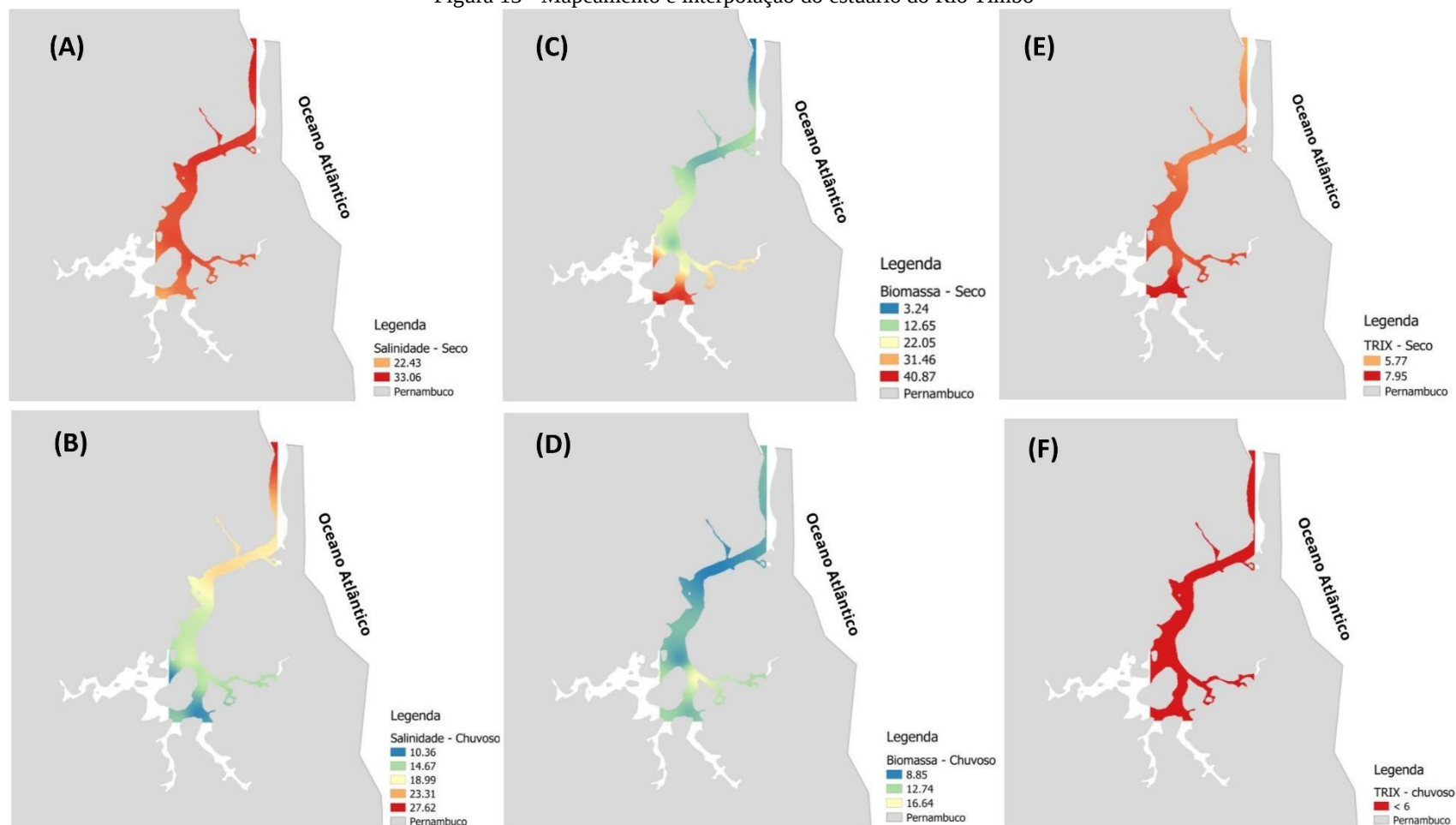
4.3.1 Estuário do Rio Timbó

Considerando o $p < 0.05$ para todos os fatores da análise da qualidade da água, a salinidade para o estuário do Rio Timbó apresentou diferença significativa entre estações, indicando a variação sazonal com teores mais elevados durante o período seco. A variação ocorreu entre 1,77 no período chuvoso ($\pm 8,05$) - na jusante do estuário - a 34,40 no período seco com desvio padrão ($\pm 4,02$) - a montante -, essa diferenciação fica mais evidente através da interpolação. Os teores de Oxigênio Dissolvido apresentaram uma diferença sazonal perceptível, em que os maiores teores identificados durante a estação seca. Os valores mínimos de 2,49 ml/L durante a estação chuvosa ($\pm 0,52$) e máximos de 9,16 ml/L no período seco ($\pm 1,41$).

Os Nutrientes Inorgânicos Dissolvidos (nitrito e nitrato) apresentaram diferença significativa entre estações, onde o período chuvoso obteve os maiores teores. As concentrações mais elevadas foram de $78,31 \mu\text{mol/L}^{-1}$ ($\pm 7,75$) durante a estação chuvosa e mínimas de $0,10 \mu\text{mol/L}^{-1}$ durante a estação chuvosa. Para o fosfato não foi possível identificar uma diferença significativa entre as estações, os maiores teores estiveram relacionados ao período chuvosa $13,13 \mu\text{mol/L}$ ($\pm 2,74$) e teores mínimos de $0,13 \mu\text{mol/L}$ ($\pm 3,32$) durante a período seco.

A clorofila-a demonstrou expressiva variação sazonal, estando em maior concentração durante a estação seca, especialmente nos pontos à montante do estuário. Com valores máximos de $93,86 \mu\text{g/L}^{-1}$ e mínimos de $1,24 \mu\text{g/L}^{-1}$ no período seco ($\pm 24,88$). As concentrações medianas de clorofila-a estiveram de acordo com a resolução CONAMA 357, onde os valores devem permanecer até $30 \mu\text{g/L}$. O silicato não apresentou diferença significativa entre estações no Rio Timbó, com valores mínimos e máximos de 0,57 a 73,60 no período chuvoso com desvio padrão de $\pm 20,02$. O TRIX apresentou diferença significativa entre as estações, com maiores valores no período chuvoso. Com valores máximos de $8,39$ ($\pm 1,48$) no período chuvoso e $3,78$ ($\pm 0,52$) no período seco. Por meio da espacialização dos dados observamos que todo o estuário permanece em condições de qualidade de água pobre e nível trófico elevado (Figuras 13 e 14).

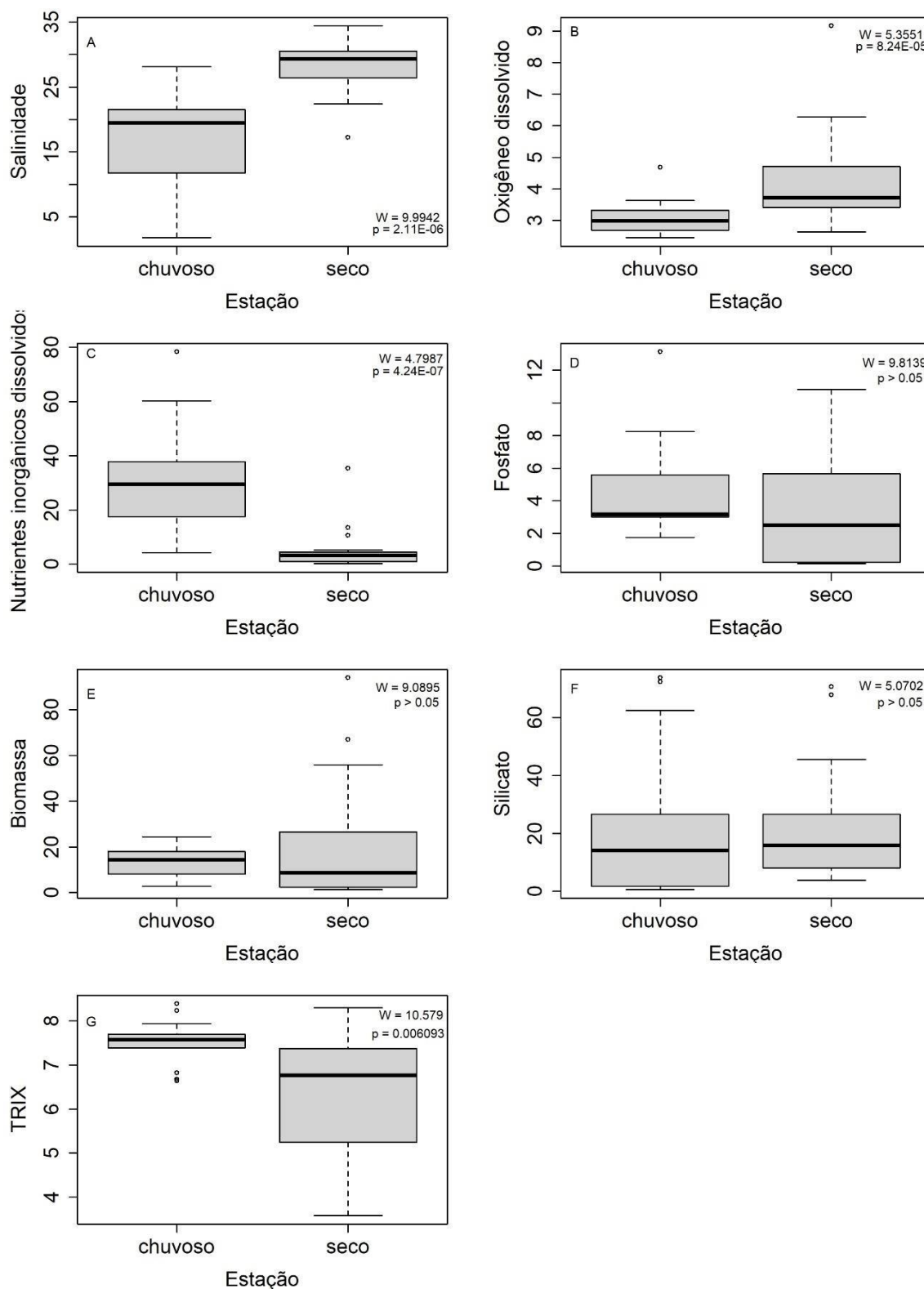
Figura 13 - Mapeamento e interpolação do estuário do Rio Timbó



Fonte: A autora (2022).

Notas: . Distribuição de salinidade na estação seca (A) e chuvosa (B), espacialização da Chal-a durante o periodo seco (C) e no chuvoso (D), valores do TRIX no estuário para a estação seca (E) e chuvosa (F).

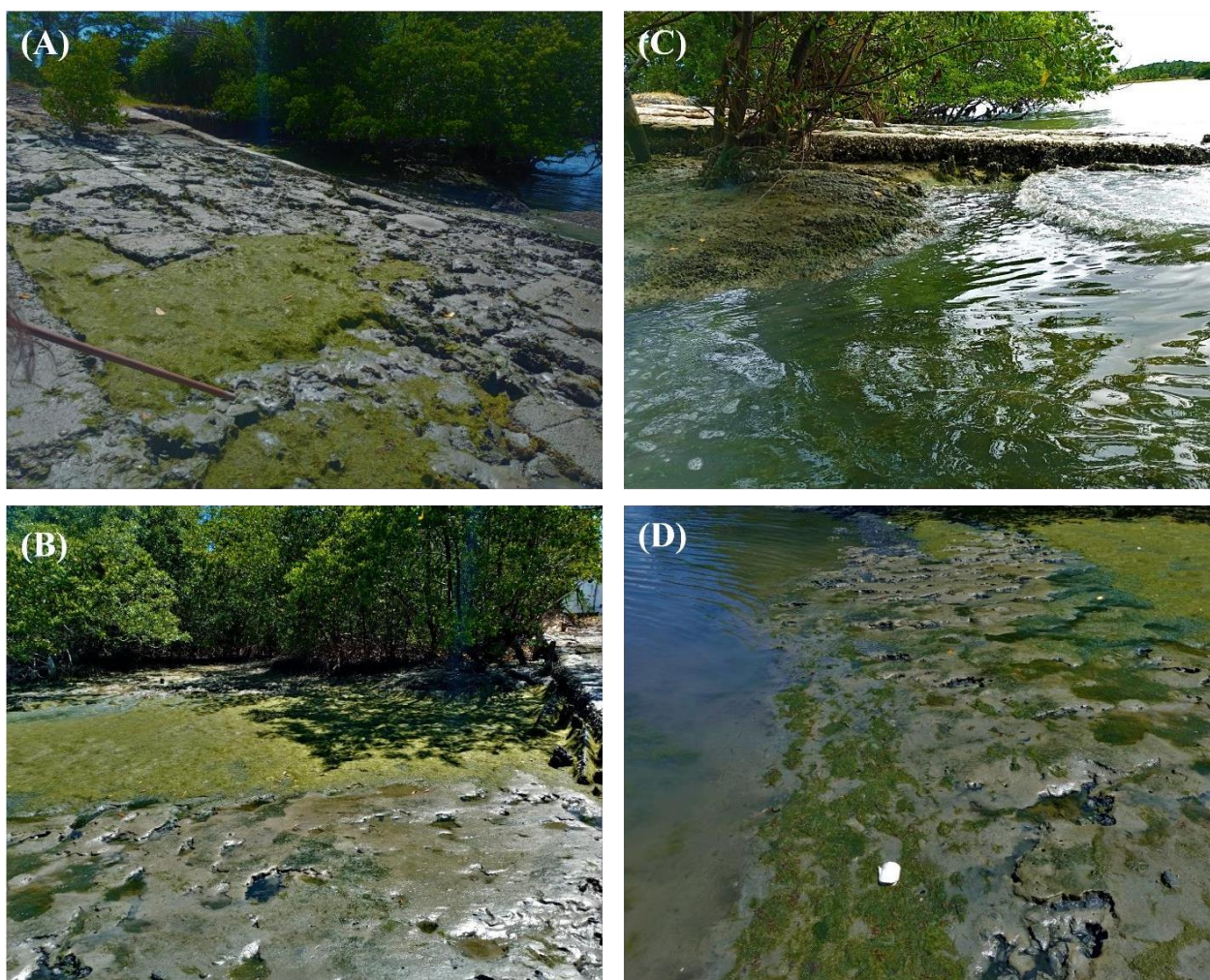
Figura 14 - Resultados do teste de Kruskal-Wallis para comparação dos fatores: : salinidade, oxigênio dissolvido, nutrientes inorgânicos dissolvidos (nitrito e nitrato), fosfato, biomassa, silicato e o TRIX para o estuário do Rio Timbó



Fonte: A autora (2022).

No Rio Timbó, foi verificado através de observação da coloração da água e das algas presentes, uma floração de macroalgas do gênero *Bryopsis* (Figura 15). Essa floração foi identificada nos pontos de coleta de fotos mais próximos à desembocadura do estuário durante o mês de dezembro de 2021.

Figura 15 - Manchas de macroalgas indicando as florações de *Bryopsis* no estuário do Rio Timbó



Fonte: Cledson Pedro (2021).

4.3.2 Estuário do Rio Formoso

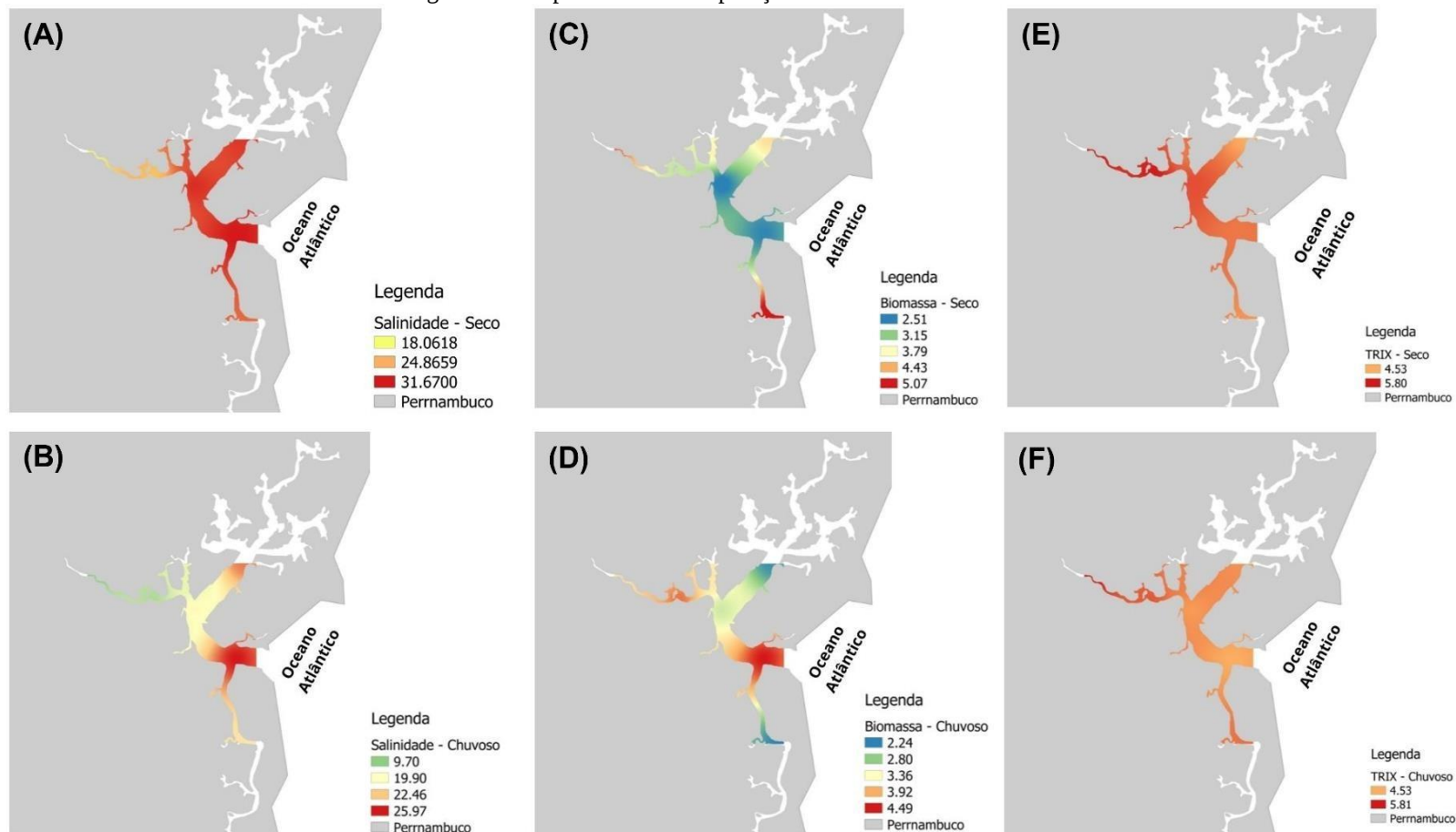
Para o estuário do Rio Formoso foi identificada diferença significativa ($p = 4,7 \cdot 10^{-4}$) entre os valores de salinidade entre as estações seca e chuvosa, com menores valores de salinidade no período chuvoso e na zona estuarina superior. As máximas foram de 32,60 durante a estação seca ($\pm 6,42$) e valores baixos de 1,25 durante o período chuvoso. Os teores de Oxigênio Dissolvido não apresentaram diferença entre as estações, onde as maiores e menores taxas estavam presentes

no período seco e foram equivalentes a 5,32 mL/L e 2,36 mL/L respectivamente e o desvio padrão de $\pm 0,70$ (figura 16).

Para os Nutrientes Inorgânicos Dissolvidos (nitrito e nitrato), durante os meses estudados, não apresentou diferença significativa entre as estações, o maior valor registrado foi de $24,32 \mu\text{mol/L}^{-1}$ ($\pm 6,64$) $\mu\text{mol/L}$ no período seco e o menor $0,53 \mu\text{mol/L}^{-1}$ ($\pm 6,27$) $\mu\text{mol/L}$ período chuvoso. O fosfato apresentou diferença significativa durante os períodos seco e chuvoso. Os teores permaneceram na faixa de $7,38 \mu\text{mol/L}$ ($\pm 1,74$) $\mu\text{mol/L}$ para valores máximos no período seco e valores mínimos de $0,01 \mu\text{mol/L}$ ($\pm 0,24$) $\mu\text{mol/L}$ no período chuvoso.

Cha-*a*, entre as estações, não apresentou diferença significativa, com valores mais elevados e baixos durante a estação seca $23,96 \mu\text{g/L}^{-1}$ e $0,65 \mu\text{g/L}^{-1}$ ($\pm 5,64$) $\mu\text{g L}^{-1}$, essas concentrações estiveram de acordo com os padrões estabelecidos pela resolução CONAMA, onde os valores devem permanecer até $30 \mu\text{g/L}$. O fator silicato não demonstrou diferenças sendo a estação seca com o maior índice $119,70$ ($\pm 30,30$) e o menor presente no período chuvoso $10,60$ ($\pm 33,15$). O TRIX não demonstrou diferenças significativas quando comparado às estações seca e chuvosa. Os valores máximos atingiram $8,03$ e os mínimos $3,81$ ambos na estação chuvosa com desvio padrão ($\pm 1,30$).

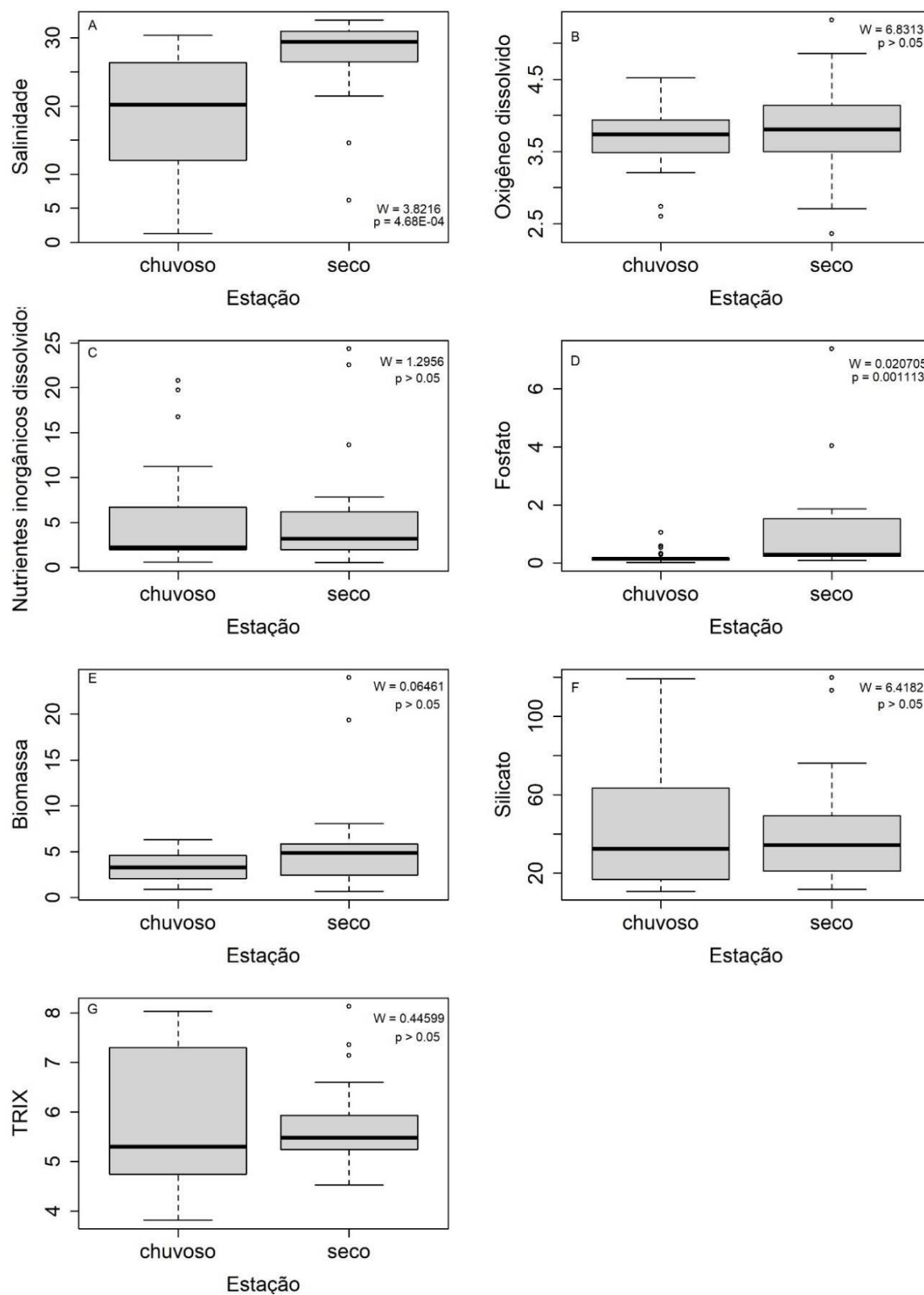
Figura 16 - Mapeamento E interpolação do estuário do Rio Formoso



Fonte: A autora (2022).

Notas: Distribuição de salinidade na estação seca (A) e chuvosa (B), espacialização da Chal-a durante o periodo seco (C) e no chuvoso (D), valores do TRIX no estuário para a estação seca (E) e chuvosa (F).

Figura 17 - Resultados do teste de Kruskal-Wallis para comparação dos fatores: salinidade, oxigênio dissolvido, nutrientes inorgânicos dissolvidos (nitrito e nitrato), fosfato, biomassa, silicato e o TRIX para o estuário do Rio Formoso



Fonte: A autora (2022).

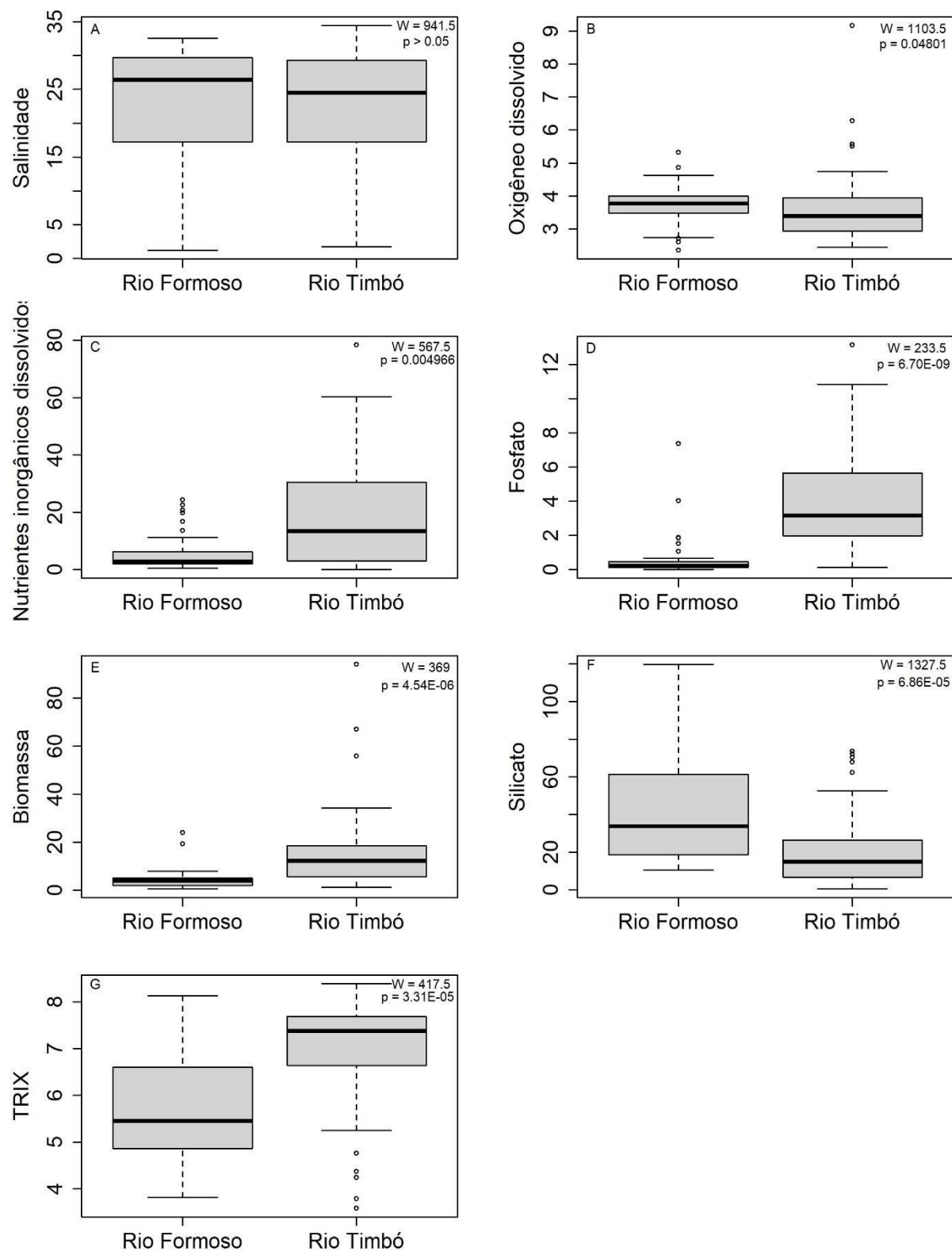
4.3.3 Comparação entre estuários

Considerando os sete parâmetros químicos para a determinar qualidade da água, o fator salinidade não apresentou diferença significativa entre Rio Formoso e Rio Timbó ($p > 0.05$). Para os teores de OD, existiu uma diferença significativa entre os estuários ($p = 0.048$).

Os sais de nutrientes (nitrito e nitrato) indicaram diferença significativa entre Formoso e Timbó, onde Rio Timbó apresentou maiores teores dos que observados no estuário do Rio Formoso ($p = 0.00497$). O fosfato também apresentou diferença significativa entre estuários ($p = 6.7 \times 10^{-9}$). O Rio Timbó obteve teores mais elevados do que o Rio Formoso.

Foi constatado diferença significativa para a *Cha-a* entre Rio Timbó e Rio Formoso ($p = 0.0000045$), em que o estuário do Rio Timbó apresentou maior biomassa. Silicato apresentou diferença entre os estuários ($p = 0.000069$) e o Rio Formoso dispôs de teores mais elevados. Para o TRIX, foi constatado a diferença significativa entre ambos os estuários ($p = 0.000033$), Rio Timbó deteve os maiores valores dentro do índice e Rio Formoso apresentou valores baixos (Figura 18).

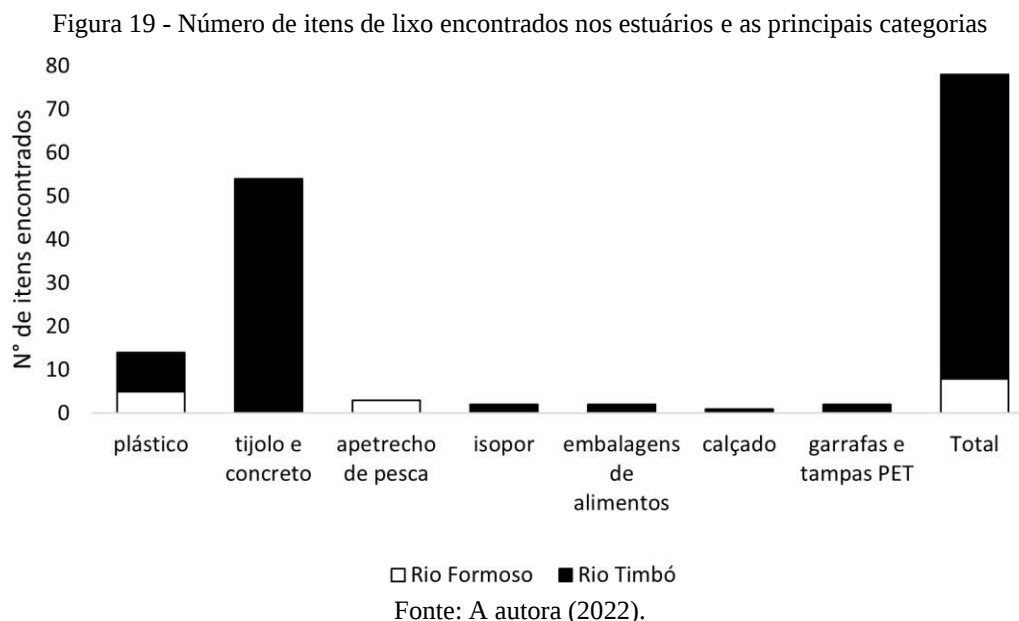
Figura 18 - Resultados do teste de Kruskal-Wallis para comparação dos fatores químicos: salinidade, silicato, fósforo, nutrientes inorgânicos dissolvidos (nitrito e nitrato), biomassa, oxigênio dissolvido e o TRIX entre os estuários



Fonte: A autora (2022).

4.4 LIXO

O número de itens de lixo encontrados na franja do manguezal variou de 0 a 20 itens por foto. O número total de lixo encontrado foi de 78 itens durante as duas amostragens para os dois estuários. A maior quantidade de itens está acumulada no estuário do Rio Timbó (69) e menor para Rio Formoso (9) e durante o mês de agosto (Figura 19).



Conforme a classificação do SOS MATA ATLÂNTICA, 2022, Rio Formoso na maioria dos pontos, apresentou ausência de lixo. O mês e o ponto com maior quantidade de lixo foram agosto e 4D respectivamente. No Rio Timbó a maior parte dos pontos apresentaram pouco lixo. O mês com maior número foi agosto e o ponto com maior número de itens foi 1D (Tabela 6).

Tabela 6 - Mensuração dos resíduos encontrados nos estuários estudados durante os meses de agosto e novembro segundo a classificação do (SOS MATA ATLÂNTICA, 2022)

Pontos	Agosto – Rio Formoso	Agosto – Rio Timbó	Novembro – Rio Formoso	Novembro – Rio Timbó
1D	Ausência de lixo	Muito lixo	Ausência de lixo	Muito lixo
1E	Pouco lixo	Pouco lixo	Ausência de lixo	Ausência de lixo
2D	Ausência de lixo	Pouco lixo	Pouco lixo	Ausência de lixo
2E	Pouco lixo	Pouco lixo	Ausência de lixo	Ausência de lixo
3D	Ausência de lixo	Pouco lixo	Ausência de lixo	Pouco lixo
3E	Ausência de lixo	Pouco lixo	Ausência de lixo	Pouco lixo
4D	Pouco lixo	Ausência de lixo	Ausência de lixo	Ausência de lixo
4E	Ausência de lixo	Pouco lixo	Ausência de lixo	Pouco lixo

Fonte: A autora (2022).

Das fontes mais prováveis, a com maior representatividade foi construção civil, onde sua a maior concentração esteve associada as proximidades da foz do estuário do Rio Timbó (Tabela 7). Os itens de plástico estavam presentes com pelo menos uma unidade em todos os pontos de presença de lixo para o Rio Formoso. No Rio Timbó, esses itens só não estavam presentes nos pontos 1.

Tabela 7 - Relação da fonte mais provável da origem do lixo segundo (BELARMINO et al., 2014) e os itens de resíduos identificados nos estuários estudados

Fontes	Itens mais comuns
Usuário Doméstica	Embalagens de alimentos fabricados com polipropileno biorientado metalizado, calçados. Potes de alimentos.
Mista	Garrafas PET, tampas plásticas, sacos e folhas plásticas, lonas plásticas e poliestireno expandido.
Pesca	Cordas e pedaços de sacos de nylon, instrumento de pesca (covo).
Construção civil	Tijolo e estrutura de cimento.

Fonte: A autora (2022).

4.5 POLÍTICAS PÚBLICAS AMBIENTAIS

Como principais respostas às causas e efeitos dos impactos antropogênicos, foram identificadas 30 políticas públicas ambientais, 18 pertencentes à esfera federal e 12 estaduais. Dessas políticas, 5 delas são relacionadas a criação de algumas entidades fiscalizadoras responsáveis pelas atividades relacionadas ao meio ambiente. As leis de competência foram 2, uma relacionada às atribuições dos entes federativos como também dos estados e municípios. As políticas restantes estão associadas às atribuições de gestão, manejo e fiscalização do meio ambiente.

Dos instrumentos legais que se relacionaram às pressões estuarinas, o manejo, gestão e proteção dessas áreas, foram categorizados os que se conectam com uso do solo, uso da água e a destinação do esgoto, assim como a destinação do lixo. Além destas foram listadas as que podem estar relacionadas a todas essas. As políticas que permeiam esses pontos são a Política Nacional e Estadual de Meio Ambiente, Critérios para avaliação de impacto ambiental, a proteção de Meio ambiente da Constituição Nacional e Estadual, estatuto da cidade e políticas nacional e estadual de Gerenciamento Costeiro.

O código das águas de 1934, Política Nacional e Estadual dos Recursos Hídricos, resolução CONAMA 357, política federal do saneamento e o Artigo 139 da constituição estadual compõem as principais respostas relacionadas ao uso, proteção das águas e destino de efluentes. A fim de determinar o uso do solo e proteção dos ecossistemas

naturais, temos como respostas os códigos florestais, o Sistemas de Unidades de Conservação Nacional e Estadual, as leis de criação de APAs, proteção das florestas e as definições das APPs. Com relação a destinação do lixo, a reposta por meio do âmbito legal foi através das Políticas Nacional e Estadual de Resíduos Sólidos (Tabela 8).

Tabela 8 - levantamento das principais políticas públicas ambientais de responsabilidade da União e do estado de Pernambuco estabelecidas como respostas aos impactos ambientais

Esfera	Instrumento Legal	Assunto
Federal	Decreto Nº 24.643/1934	Código das Águas
Federal	Lei Nº 4771/1965	Código florestal
Federal	Lei Nº 6.938/1981	Política Nacional do Meio Ambiente (PNAMA)
Federal	Art. 225º da Constituição brasileira de 1988	Meio ambiente
Federal	Lei Nº 7.735/1989	Criação do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente (IBAMA)
Federal	Lei Nº 9.433/1997	Política Nacional de Recursos Hídricos
Federal	Lei Nº 7661/1998	Política Nacional de Gerenciamento Costeiro
Federal	Lei Nº 9.605/1998	Política Nacional de Resíduos Sólidos
Federal	Lei Nº 9.984/2000	Criação da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA)
Federal	Lei Nº 9.985/2000	Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC)
Federal	Lei Nº 10.257/2001	Estatuto da cidade
Federal	Resolução CONAMA Nº 303/2002	Definições e limites de Áreas de Preservação Permanente (APP)
Federal	Resolução CONAMA Nº 357/2005	Classificação dos corpos de água e os padrões de lançamento de efluentes
Federal	Lei Nº 11.445/2007	Política Federal de Saneamento Básico
Federal	Lei Nº 11.516/2007	Criação do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)
Federal	Lei Nº 12.651/2012	Novo código florestal
Estadual	Lei Nº 7.267/1976	Criação da Agência Pernambucana de Meio Ambiente (CPRH)
Estadual	Lei Nº 9.931/1986	Criação das Áreas de Proteção Ambiental
Estadual	Art. 67º da Constituição do Estado de PE 1989	Proteção do meio ambiente
Estadual	Art. 139º da Constituição do Estado de PE 1989	Combate à poluição ambiental e defesa da fauna e flora
Estadual	Art. 209º da Constituição do Estado de PE 1989	Política Estadual de Meio Ambiente
Estadual	Lei Nº 10.560/1991	Conselho Estadual de Meio Ambiente
Estadual	Lei Nº 11.206/1995	Proteção das florestas
Estadual	Lei Nº 12.984/2005	Política Estadual de Recursos Hídricos
Estadual	Lei Nº 13.787/2009	Sistema Estadual de Unidades de Conservação da Natureza (SEUC)
Estadual	Lei Nº 14.236/2010	Política Estadual de Resíduos Sólidos
Estadual	Lei Nº 14258/2010	Política Estadual de Gerenciamento Costeiro

Fonte: A autora (2022).

5 DISCUSSÃO

5.1 PRESSÕES

5.1.1 Ocupação urbana

A urbanização é considerada uma das principais causas de ameaças aos ambientes costeiros, resultando em impactos à biodiversidade e a mudança da configuração dessas regiões (DOXA et al., 2017; RÊGO; SOARES-GOMES; DA SILVA, 2018; SILVA et al., 2015). Em decorrência desse fenômeno, foi necessário a expansão das infraestruturas urbanas para moradias ou atividades econômicas, principalmente nas áreas localizadas em zonas costeiras (ZHANG; XUE, 2013; LEMBI et al., 2020). No estuário do Rio Timbó observamos uma maior concentração por moradias permanentes mas também os domicílios voltados ao veraneio, ocupando essas áreas não só pela proximidade da região metropolitana mas como um processo de ocupação por meio da atividade turística (BARBOSA; CORIOLANO, 2015).

5.1.2 Saneamento básico

As cidades costeiras estão propensas aos crescimentos rápidos e sem planejamento necessário, como resultado disso, parte do esgoto descartado é direcionado para os rios e mares da região. No Brasil, dos 5570 municípios, 3359 possuem rede de saneamento com esgotamento sanitário em funcionamento (IBGE, 2017). A situação observada nos Rios Timbó e Formoso onde boa parte dos domicílios ainda possuem seus escoadouros com ligações diretas para os rios, o que influencia na qualidade desse recurso e na disponibilidade desses corpos hídricos para seus diversos usos (GREY; SADOFF, 2007; LIMA; COSTA; RIBEIRO, 2017). Em países em desenvolvimento como o Brasil, uma parcela da população carece de bens públicos como o saneamento básico, para além do serviço, é imprescindível a infraestrutura de drenagem urbana, o gerenciamento eficiente desse resíduo e articulação institucional necessária para a proporcionando a gestão e qualidade desses recursos (CARVALHO; ADOLFO, 2012; GREY; SADOFF, 2007).

5.1.3 Despejo de lixo

Os lixos são descartados de forma irregular nos rios, por isso, esses corpos d'água são um dos principais transportadores, sobretudo quando eles recortam os ambientes urbanos. Do lixo que chega às praias em todo o mundo, aproximadamente 80% deles são provenientes dos rios costeiros (JAMBECK et al., 2015). Como verificamos, por meio dos Censos do IBGE, nos dois estuários, uma parcela dos domicílios ainda destinava seus resíduos em corpos d'água.

A população brasileira residente próximo a linha de costa produz cerca de 53 mil toneladas de resíduos sólidos por dia. Desse total, 42 mil toneladas são coletadas e direcionadas para aterros, mas ainda existe os resíduos que não são coletados e os direcionados para os rios (ABRELPE, 2018). De acordo com a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE), comparando os anos de 2000, 2010 e 2018, o Brasil apresentou um crescimento na destinação adequada do lixo (ABRELPE, 2003, 2010, 2018).

5.2 ESTADO E IMPACTOS DOS ESTUÁRIOS

5.2.1 Uso e ocupação

Os fatores que contribuem para a modificação dos ecossistemas naturais estão relacionados com os diferentes usos da terra. Como consequência dessas transformações, identificamos a degradação ambiental decorrente do desmatamento para agricultura, cana-de-açúcar e pastagem no período colonial (MACHADO, 2006) e mais recentemente a ocupação de áreas urbanas e industriais como relatado no Maranhão (RÊGO; SOARES-GOMES; DA SILVA, 2018), apresentado como uma tendência global (FREIRE; SANTOS; TENEDÓRIO, 2009; LAI et al., 2015; SETO; GÜNERALP; HUTYRA, 2012; SILVA et al., 2015)

As maiores manchas de concentração de uso urbano no estuário do Rio Timbó estão localizadas nas áreas litorâneas do estado, nas margens de rodovias federais (BR-101) e estaduais (PE-022). As rodovias têm o potencial de modificação espacial, possibilitando o maior crescimento habitacional e comercial em suas adjacências, apresentando benefícios econômicos e sociais para a localidade (GUETTÉ; GODET; ROBIN, 2018;

HAYASHI et al., 2019). Apesar disto, é observado a contribuição dessas obras para o desmatamento de áreas florestais e diminuição da qualidade de água (FREEMAN et al., 2019; HAYASHI et al., 2019; LAURANCE; GOOSEM; LAURANCE, 2009; TEIXEIRA; TEIXEIRA; MARQUES, 2014).

Além desse fator, por estar inserida na configuração da Região Metropolitana do Recife, possui maior investimento para o crescimento econômico do território (IPEA, 2015). O desenvolvimento desses aglomerados urbanos em áreas litorâneas é um padrão global (SETO; GÜNERALP; HUTYRA, 2012; SMALL; NICHOLLS, 2003b) e geralmente é associado como propulsor dos impactos ambientais (FREEMAN et al., 2019).

As formações florestais durante as sequências temporais analisadas obtiveram um acréscimo em suas áreas de ocupação. Segundo LEMBI et al., 2020, o bioma mata atlântica, por exemplo, foi expressivamente suprimido ao longo das décadas devido ao crescimento populacional e econômico que impulsionou a expansão urbana.

As maiores manchas, no Rio Timbó, estão localizadas em áreas de preservação (2 Áreas de Proteção Ambientais, 2 Reservas Florestais Urbanas, Estação Ecológica e 2 Refúgios de Vida Silvestre) (CPRH, 2022b). Com o suporte dessas informações podemos inferir a importância de Áreas de Preservação para a manutenção e conservação de ecossistemas e biomas em zonas costeiras (YANG et al., 2019, 2021). Para além da proteção da ocupação natural, essas áreas têm por vantagens a manutenção da entrega dos serviços ecossistêmicos por estarem localizadas e protegidas por legislações federais e estaduais (BRASIL, 2000; EDGAR et al., 2014; PERNAMBUCO, 2009; YANG et al., 2019).

As Áreas de Proteção poderiam ser mais participativas na preservação ambiental pois com maior fiscalização, financiamento, participação governamental e interação social (BRUNER et al., 2001; GODOY; LEUZINGER, 2015; YANG et al., 2019), estaria promovendo melhores condições ambientais para os corpos d'água e consequentemente melhor saúde ambiental para ecossistemas adjacentes (ex.: recife, prados) e a dinâmica pesqueira presente nos estuários (POSTEL; THOMPSON JR., 2005).

Apesar disto, esses ambientes são margeados por áreas de interesse econômicos (agricultura, habitacional, comercial) e podem apresentar pressões antropogênicas que acarretem alterações ambientais, principalmente na zona mais sensível que são os estuários (LAURANCE et al., 2012; LINS et al., 2021; PITTOCK et al., 2015). É

importante ressaltar que a criação de áreas de proteção é uma medida de mitigação relevante para a conservação ambiental, mas não deve ser a única para a manutenção desses ambientes (EDGAR et al., 2000; LINS et al., 2021).

No estuário do Rio Formoso uma das principais ocupações foi relacionada à atividade agrícola, especialmente a cana-de-açúcar. O segundo ciclo econômico brasileiro foi oriundo da cana, planta nativa dos países asiáticos, que se tornou uma das especiarias mais valorizadas (FURTADO, 2020). A monocultura abrange grande parte do litoral nordestino, o que ocasionou na degradação do bioma mata atlântica, para além dos impactos ao solo e vegetação, os rios foram impactados com os descartes da produção do açúcar (CORREIA et al., 2016; MACHADO, 2006).

As áreas agrícolas, através das modificações no uso e cobertura do solo, são uma das principais fontes não pontuais de poluição por nutrientes (HONG et al., 2012; NIE et al., 2018; TRANG et al., 2017). Embora seja possível verificar a correspondência entre mudanças no uso do solo e a qualidade da água por meio de áreas agrícolas, ainda é difícil identificar e quantificar o impacto (NIE et al., 2018). O enriquecimento de nutrientes nos rios e estuários podem provocar a eutrofização, degradação e redução da qualidade ambiental (WANG et al., 2019).

Ainda é importante destacar que houve a diminuição das áreas de rios, lagos e estuários em ambos os estuários estudados. Esse processo, pode estar relacionado com a ocupação desses locais por outros usos na região, seja por vegetação nativa, uso urbano, agricultura ou outras atividades. Essa problemática é observada em todo o mundo e principalmente influenciada pelas mudanças climáticas onde deixa a região suscetível a desastres ambientais como as enchentes e perda de habitat para diversos animais (JAMES et al., 2013; RILO et al., 2013).

5.2.2 Qualidade da água

Os fatores físicos, químicos e biológicos que regulam a biomassa e a produção nos estuários, são responsáveis pela caracterização estuarina, o estabelecimento de espécies, bem como a distribuição desses organismos (ALPINE; CLOERN, 1992; PAULA FILHO et al., 2020).

A salinidade pode ser influenciada pelo regime fluvial e das marés, sendo um fator importante para a caracterização do ecossistema quanto aos processos biológicos e

abióticos (LIRA; ZAPATA; FONSECA, 1979). O que corrobora com os resultados encontrados neste trabalho, em que verificamos uma estratificação da salinidade entre as diferentes zonas estuarinas, influenciado pelo regime diário das marés. Durante o período chuvoso, onde identificamos os menores valores de salinidade estão relacionados a maior intervenção do aporte fluvial continental e intrusão da água doce nos estuários (AQUINO et al., 2012; GREGO et al., 2004; MACHADO et al., 2022; SILVA et al., 2009).

Dos gases dissolvidos, o Oxigênio é um dos responsáveis pela determinação de caracterização química dos ambientes aquáticos, bem como para o metabolismo dos organismos (ESTEVES, 1998). Em estudos anteriores e no nosso trabalho foi identificadas variações das concentrações de OD que podem ser explicadas pelos processos e atividades biológicas e a distribuição do OD no ambiente e pela salinidade, a exemplo disso os ciclos diários de produção e respiração dos organismos (AQUINO et al., 2012; ESPINOSA-DÍAZ et al., 2021; FEITOSA et al., 2016; GREGO et al., 2004, 2009).

Para além das concentrações naturais, os nutrientes inorgânicos dissolvidos estão presentes nos estuários por meio do escoamento superficial de efluentes não tratados ou em forma de descarga de fertilizantes agrícolas (ANGUIANO-CUEVAS et al., 2015; CLARK et al., 2017; HUANG et al., 2018; TAO et al., 2020). O Rio Timbó apresentou maiores concentrações de nutrientes inorgânicos dissolvidos em comparação com o Rio Formoso, isso pode estar relacionado com o tamanho da população residente nessas áreas (IBGE, 2010) e a quantidade de efluentes que são despejados no estuário (ANA, 2017). O período chuvoso apresentou as maiores concentrações de nutrientes por causa da precipitação que influencia no maior aporte de água continental enriquecida que adentra os estuários (GREGO et al., 2004; SIN et al., 2013).

O aumento do aporte de nutrientes nos estuários, geralmente formados pelos compostos nitrogenados e fosfato, pode permitir a ocorrência de eventos de floração de macroalgas oportunistas (DAVIS; KOOP, 2006; RAVEN; TAYLOR, 2003; TEICHBERG et al., 2010; XU et al., 2020). Esse fenômeno foi identificado no estuário do Rio Timbó e pode estar associado com as fontes de poluição por nutrientes. Esses eventos já foram identificados em outras regiões (GONÇALVES, 2020; HUMAN; ADAMS; ALLANSON, 2016; XU et al., 2020).

O silicato é um nutriente de origem continental e um dos mais abundantes nos estuários (GREGO et al., 2009; WU; CHOU, 2003; XU et al., 2022). A presença de maiores concentrações no estuário do Rio Formoso em comparação com as observadas no

Rio Timbó, indica a correlação desse nutriente com o processo de lixiviação dos manguezais, com o produção de frústulas e crescimento comunidade fitoplanctônica, especialmente diatomáceas (AQUINO et al., 2012; FLORES-MONTES, 2003; GREGO et al., 2004; WU; CHOU, 2003).

Nesses ambientes estuarinos o fosfato dispõe de baixas concentrações quando equiparado a outros elementos, são as atividades humanas que geralmente resultam em um grande aporte de fosfato (SUTEJA; PURWIYANTO, 2018). Em consequência deste processo, ocorre maior retenção deste elemento e produção primária (PAYTAN; MCLAUGHLIN, 2007; TAO et al., 2020). Entre os estuários, o Rio Timbó apresentou as maiores concentrações de fosfato e sem distinção entre as estações. Esse resultado reforça o cenário identificado, onde o estuário recebe grande aporte de esgoto sem tratamento que influencia nas concentrações encontradas, provavelmente, outras atividades como a agricultura e industrial devem interferir nesse aporte. (TAO et al., 2020; TRAVASSOS, 2011).

O crescimento da produção primária decorre de um desequilíbrio do aporte de nutrientes, silicato e fosfato nos estuários que por sua vez eleva as taxas de decomposição e ocorre a diminuição do oxigênio dissolvido, ampliando o potencial de eutrofização do ambiente (CHEN et al., 2018). As concentrações de Clorofila-*a* no estuário do Rio Timbó foram elevadas em comparação com o Rio Formoso, o que pode estar relacionado com a maior quantidade de nutrientes disponível no estuário com mais interferência antrópica e a atuação da pluviosidade (PEREIRA FILHO et al., 2002). No entanto, observamos que os picos de valores maiores ocorreram durante o período seco, podendo estar associado com a transparência da água e fornecimento de nutrientes na região (FEITOSA; NASCIMENTO; COSTA, 1999; GREGO et al., 2004).

O TRIX é uma importante avaliação para o monitoramento dos ambientes aquáticos, sobretudo para a gestão desses ecossistemas (MONTEIRO; JIMÉNEZ; PEREIRA, 2016). No presente estudo, o estuário com maior influência de áreas urbanas (Rio Timbó) apresentou menor qualidade da água e alto nível de eutrofização. Valores altos do TRIX, indicam áreas com alta interferência humana associada a poluição, essa condição foi identificada em trabalhos de regiões mais próximas (BATISTA; FLORES-MONTES, 2014b; FLORES-MONTES et al., 2011), bem como em outras localidades (BÉJAOUÏ et al., 2016; LAI et al., 2014; PAULA FILHO et al., 2020; SÁ et al., 2021).

O Rio Formoso apresentou resultados elevados apenas durante a estação chuvosa, em resposta a maior carga de matéria orgânica e as descargas continentais. Em outros estuários como o Caeté-PA, por exemplo, possui esse mesmo contexto de maiores valores de TRIX apenas em uma estação, no entanto, a estação seca foi a mais suscetível a retenção dos nutrientes e aumento do TRIX (MONTEIRO; JIMÉNEZ; PEREIRA, 2016).

A poluição é uma ameaça ao declínio da qualidade da água nos últimos anos (CABRAL; FONSECA, 2019; PAULA FILHO et al., 2020). A adição de nutrientes e fosfato em grandes concentrações, oriundos de atividades agrícolas e esgotamento sanitário resultam em uma sucessão de perturbações como a proliferação de algas, diminuição do oxigênio e perda da biodiversidade (CHISLOCK, 2013; RHODES et al., 2017; SÁ et al., 2021). Além disso, a eutrofização resulta na degradação dos estuários e rios, diminui a qualidade da água distribuída para consumo, pesca, atividades de produção, recreação e turismo (RHODES et al., 2017).

Nas áreas estuarinas estudadas subsiste a atividade pesqueira e coletora, que a partir dos pescadores e marisqueiras identificam que a má qualidade da água, oriunda dos despejos de esgoto e da agricultura, influencia na disponibilidade e qualidade do pescado (MELO, 2018). Esse panorama é identificado em outras comunidades pesqueiras do Brasil (COLLIER et al., 2015; PEDRO, 2016).

5.2.3 Lixo

O lixo é um problema crescente na região costeira pois esses resíduos se acumulam nos ecossistemas locais (LEBRETON et al., 2017). A presença do lixo nos ambientes costeiros pode estar relacionada a fatores como infraestrutura municipal, a falta ou a baixa eficiência da coleta de lixo e aspectos relacionados ao poder econômico da região (BERNARDINO; FRANZ, 2016).

O presente trabalho identificou pouco ou a ausência de lixo na maioria dos pontos fotografados, com a exceção do ponto 1 do estuário do Rio Timbó. Esses resultados diferem de outros trabalhos, onde a maioria dos pontos apresentou muito lixo no Brasil (BELARMINO et al., 2014; VIEIRA; DIAS; HANAZAKI, 2011) e em outras regiões (VAN BIJSTERVELDT et al., 2021).

Como as áreas estuarinas recebem fluxos de água marinha e terrestre, não é possível indicar com precisão a origem dos resíduos. No entanto, a provável origem dos resíduos

encontrados neste trabalho, pode estar relacionada ao uso urbano nas adjacências dos estuários, por apresentarem itens compatíveis com uso frequente da população. Os itens da classe usuário e pesca podem estar associadas às atividades turísticas e de pesca desenvolvidas no estuário (BELARMINO et al., 2014; CORDEIRO; COSTA, 2010).

Apesar do plástico ser um dos itens mais encontrados em manguezais e praias em todo o mundo (ABU-HILAL; AL-NAJJAR, 2004; CHEE et al., 2020), dentre os pontos observados do estuário do Rio Timbó, os resíduos da construção civil apresentaram maior representatividade, devido às ocupações nas margens do estuário. Esses materiais quando presentes em pequenas quantidades podem ocupar grandes áreas e ocasionar alterações no funcionamento ecológico dos manguezais (LUO et al., 2022).

Os resíduos alocados em lugares inadequados interferem na economia local (descaracterização da beleza cênica e verbas adicionais para ações de limpeza), (IVARDO SUL; COSTA, 2007; LAIST, 1997) e socioambiental, onde se acumulam nas infraestruturas fluviais e margens dos rios, aumentando o nível da água e potencializando o risco de inundações (HONINGH, 2018). Para atividades como o turismo e pesca, os detritos de plástico podem gerar risco para a navegação das embarcações com a possibilidade desses resíduos ficarem presos nas hélices e danificarem os motores (THEVENON; CARROLL; SOUSA, 2015).

Além destes, o lixo acumulado nos mangue geralmente fica preso entre suas raízes, podendo resultar em episódios de estresse para a vegetação, pois elas investem no crescimento de suas raízes para enfrentar as condições anóxicas (KESAVAN et al., 2021; VAN BIJSTERVELDT et al., 2021). A contaminação por meio do lixo ainda é agravada quando o plástico se degrada em pequenas partículas e podem ser ingeridos por organismos aquáticos como peixes, zooplâncton e aves marinhas (GALAFASSI et al., 2021; LI; TSE; FOK, 2016; REHSE; KLOAS; ZARFL, 2018) ou quando os organismos são afetados por meio das substâncias químicas tóxicas provenientes dessas partículas (THEVENON; CARROLL; SOUSA, 2015).

5.2.4 Políticas públicas ambientais

Os instrumentos relacionados às respostas aos impactos e pressões nos ambientes estuarinos são aplicados a níveis internacional, nacional e estadual. A nível internacional temos as convenções como Conferência de Estocolmo, Rio 92, Conferência da Terra e as

Conferências das Partes que influenciam na criação de instrumentos políticos, ações e diretrizes. A exemplo disto temos a agenda 2030 e a Década dos Oceanos que se propõe a mobilizar atores em prol das mudanças climáticas e a poluição aquática (FERREIRA; SALLES, 2017; MEDEIROS, 2006; PNUMA, 2018; SILVA, 2019b).

As políticas levantadas por esse estudo se propõem a atenuar as pressões ambientais, bem como monitorar os ambientes costeiros. Com relação à qualidade da água temos a resolução CONAMA 357 e a Política Nacional e Estadual de Recursos Hídricos são utilizadas para o monitoramento de ambientes aquáticos e reservatórios (CPRH, 2009; TRAVASSOS, 2011). Além das citadas, é importante correlacionar a qualidade da água com a Política Nacional de Saneamento Básico, como identificado no Rio Timbó e em outros estuários no Brasil (BIDONE; LACERDA, 2004; SANTOS, 2021), boa parte dos esgotos são encaminhados para os rios sem tratamento e sem coleta o que ocasiona a poluição desses recursos hídricos (ANA, 2017; IBGE, 2010, 2017).

Com relação ao lixo a principal resposta é a Política Nacional e Estadual de Resíduos Sólidos de 2010, é possível identificar avanços significativos com um aumento na coleta de resíduos no Brasil (ABRELPE, 2018). No entanto, alguns, municípios enfrentam problemas por adequação das normas da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PEREIRA; FERNANDINO, 2019). Como nosso trabalho focou em dados dos Censos IBGE, observamos um aumento na destinação de lixo para os rios entre 2000 e 2010, no entanto esse cenário pode ser modificado por meio dos resultados do censo de 2022.

A maior colaboração para a proteção do solo em áreas estuarinas e suas adjacências ocorre através do PNAMA e SNUC/ SEUC, as UC 's têm papel fundamental na conservação, gestão e mitigação dos impactos nesses ambientes (BANZATO, 2014), o que pode ser relacionado a outros países onde esses tipos de programas demonstraram a efetividade da proteção do solo (COAD et al., 2015; YANG et al., 2019). Para a maior efetividade das Unidades em Pernambuco, a CPRH em conjunto com organizações estão desenvolvendo um projeto para mobilizar atores locais a fim de produzir os diagnósticos ambientais das UC's, além de criar os conselhos gestores e planos de manejo das que não dispõem dessas ferramentas (PERNAMBUCO, 2022b).

Para além dos instrumentos legais como resposta aos principais impactos, temos a sociedade civil desempenhando importante papel em pressionar as autoridades. No Rio Formoso, a comunidade pesqueira vem se mobilizando em prol da criação da RESEX estuarina apoiada pelas ONGs atuantes no local, os grupos de pesquisa e prefeituras

(DIARIO DE PERNAMBUCO, 2022; EBRAHIM, 2022). No estuário do Rio Timbó, a atuação da sociedade civil ocorre por meio das ONGs na articulação para pressionar e fiscalizar o cumprimento das políticas ambientais na região (INSTITUTO MEU MUNDO MAIS VERDE, 2022).

O acompanhamento governamental sobre os índices demográficos aliado ao desenvolvimento socioambiental é de extrema importância para o monitoramento da evolução da população bem como os resultados da efetividade das políticas públicas relacionadas aos direitos básicos de toda a sociedade. (JANNUZZI, 2017, 2018). A contar da criação dos instrumentos legais que integram diversos setores da pauta ambiental, é evidente que o Brasil possui boas políticas públicas relacionadas ao meio ambiente. No entanto, boa parte dessas respostas e ações não possuem implementações efetivas pelas limitações de recursos financeiros e humanos (GODOY; LEUZINGER, 2015; MEDEIROS; IRVING; GARAY, 2004; PECCATIELLO, 2011).

As ferramentas empregues neste estudo foram importantes para inferir a qualidade e ocupação do ambiente. O DPSIR possibilita a conexão de dados para a análise e visualização do contexto do ambiente estudado, bem como as possibilidades e pontos de melhora na gestão de ecossistemas (CALDAS, 2012; FERNANDES; BARBOSA, 2011; KRISTENSEN, 2004; LIMA; COSTA; RIBEIRO, 2017; MONTEIRO; JIMÉNEZ; PEREIRA, 2016). O TRIX é um método eficiente no monitoramento da qualidade da água, uma vez que através deste podemos perceber as influências das pressões antrópicas por meio das alterações que elas produzem no ambiente (BATISTA; FLORES-MONTES, 2014a; MONTEIRO; JIMÉNEZ; PEREIRA, 2016; VOLLENWEIDER et al., 1998). O sensoriamento é uma técnica importante para determinar os usos de um determinado ambiente, monitorar ecossistemas costeiros, principalmente os estabelecidos em Unidades de Conservação e Protegidos por lei (LEMBI et al., 2020; RÊGO; SOARES-GOMES; DA SILVA, 2018).

6 CONCLUSÕES

As principais pressões que ocorrem nos estuários do Rio Formoso e Rio Timbó são o descarte do lixo, o destino do esgoto sanitário e o uso e ocupação do solo. As principais políticas relacionadas a essas pressões estão dispostas principalmente pós constituição 1998 com os instrumentos legais voltados à gestão integrada.

Com relação à qualidade da água, o estuário do Rio Timbó apresenta condições hipereutróficas durante todo o ano, sem distinção entre as estações seca e chuvosa. No estuário do Rio Formoso, foram verificadas condições eutróficas com alguns pontos em estado mesotrófico.

Dentre as categorias, as mais representativas para o Rio Timbó foram a formação florestal, uso urbano e agricultura. No Rio Formoso, os usos com maior ocupação são referentes a agricultura e pastagem, cana-de-açúcar e formação florestal. Essas categorias predominaram nos anos estudados, não havendo dominância de outras categorias nesse período.

Em referência aos itens de lixo encontrados, ambos os estuários apresentaram pouco lixo nos pontos coletados e a predominância de itens estavam relacionados à construção civil nas áreas mais próximas à foz do Rio Timbó. No Rio Formoso a predominância dos itens foi o plástico.

As respostas públicas estão relacionadas com as principais modificações ambientais são bastante relevantes para o monitoramento e a gestão do ambiente estuarino e suas adjacências. No entanto esses instrumentos poderiam ter maior aplicabilidade para remediar os impactos estuarinos visto que o Rio Timbó apresenta uma quantidade significativa de lixo e a qualidade da água em condições hipereutrófica. Para o Rio Formoso, as políticas devem auxiliar no monitoramento do uso do solo nas adjacências do estuário visto a importância ecológica e cultural do ambiente e a possibilidade de interferir nos impactos antropogênicos.

O Rio Timbó foi caracterizado com a maior população e número de domicílios, maior destinação do esgoto sanitário e lixo para o estuário em comparação ao estuário do Rio Formoso. Diante disto, as condições em ambos os estuários estão relacionadas ao uso e ocupação nas suas adjacências, seja pelo uso agrícola predominante no Rio Formoso, como também o uso urbano que destina parte de seu saneamento básico sem tratamento

nos dois estuários. Esse cenário influencia na biodiversidade local e na comunidade residente que utiliza a região para as atividades pesqueiras e recreacionais.

Ferramentas como o DPSIR, o Índice TRIX, sensoriamento remoto, acompanhado dos dados de censos demográficos são importantes para o monitoramento dos ambientes costeiros, em especial os estuários. Esse monitoramento pode não estar relacionado apenas às condições ambientais, mas às problemáticas das comunidades locais e às necessidades que podem ser convertidas em políticas públicas ambientais.

REFERÊNCIAS

- ABLE, K. W. A re-examination of fish estuarine dependence: Evidence for connectivity between estuarine and ocean habitats. v. 64, p. 5–17, 2005.
- ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2000**. Brasil, , 2003. Disponível em: <<https://abrelpe.org.br/panorama/>>
- ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2010**. Brasil, , 2010. Disponível em: <<https://abrelpe.org.br/panorama/>>
- ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2018**. Brasil, , 2018. Disponível em: <<https://abrelpe.org.br/panorama/>>
- ABU-HILAL, A. H.; AL-NAJJAR, T. Litter pollution on the Jordanian shores of the Gulf of Aqaba (Red Sea). **Marine Environmental Research**, v. 58, n. 1, p. 39–63, jul. 2004.
- ALPINE, A.; CLOERN, J. Trophic interactions and direct physical effects control phytoplankton biomass and production in an. **Limnology & Oceanography**, v. 37, 1 jan. 1992.
- ANA. **Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas - sistema existente Sirinhaém**. Brasil: Agência Nacional das Águas, 2015. Disponível em: <https://portal1.snirh.gov.br/arquivos/Atlas_Esgoto/Pernambuco/Sistema_Atual/Sirinha%C3%A9m.pdf>. Acesso em: 6 set. 2022.
- ANA. **Atlas esgotos: depoluição de bacias hidrográficas - sistema existente Abreu e Lima**. Brasil: Agência Nacional das Águas, 2016a. Disponível em: <https://portal1.snirh.gov.br/arquivos/Atlas_Esgoto/Pernambuco/Sistema_Atual/Abreu_e_Lima.pdf>. Acesso em: 6 set. 2022.
- ANA. **Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas - sistema existente Igarassu**. Brasil: Agência Nacional das Águas, 2016b. Disponível em: <https://portal1.snirh.gov.br/arquivos/Atlas_Esgoto/Pernambuco/Sistema_Atual/Igarassu.pdf>. Acesso em: 6 set. 2022.
- ANA. **Atlas esgotos: depoluição de bacias hidrográficas - sistemas existentes Paulista**. Brasil: Agência Nacional das Águas, 2016c. Disponível em: <https://portal1.snirh.gov.br/arquivos/Atlas_Esgoto/Pernambuco/Sistema_Atual/Paulista.pdf>. Acesso em: 6 set. 2022.
- ANA. **Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas - sistema existente Rio Formoso**. Brasil: Agência Nacional das Águas, 2016d. Disponível em: <https://portal1.snirh.gov.br/arquivos/Atlas_Esgoto/Pernambuco/Sistema_Atual/Rio_Formoso.pdf>. Acesso em: 6 set. 2022.
- ANA. **Relatório de esgotamento sanitário municipal**. , 2017.
- ANDERSEN, J. H.; SCHLÜTER, L.; ÆRTEBJERG, G. Coastal eutrophication: recent developments in definitions and implications for monitoring strategies. **Journal of Plankton Research**, v. 28, n. 7, p. 621–628, 1 jul. 2006.

ANGUIANO-CUEVAS, J. R. et al. Evaluation of trophic state in the Palo Verde estuary (Colima, México), action to regulating agricultural activities. **Revista de Gestão Costeira Integrada**, v. 15, n. 4, p. 507–522, dez. 2015.

APAC. **Caracterização dos períodos de seca e estiagem**. Disponível em: <<https://www.apac.pe.gov.br/>>. Acesso em: 20 maio. 2022a.

APAC. **Bacias Hidrográficas do estado de Pernambuco**. Disponível em: <<https://www.apac.pe.gov.br/bacias-hidrograficas>>. Acesso em: 18 jan. 2022b.

AQUINO, E. P. DE et al. Biomassa fitoplanctônica e fatores ambientais em um estuário tropical do Brasil. **Tropical Oceanography**, v. 40, n. 1, 30 jun. 2012.

ARAÚJO, M. C. B. DE et al. Poluição aquática. Em: **Ciências do mar: dos oceanos do mundo ao Nordeste do Brasil: oceano, clima, ambientes e conservação**. 1. ed. Olinda, PE: Danielle de Lima Viana et al., 2021. v. 01p. 372.

ARAÚJO, M. E.; ALVES, M. D. DE O.; SIMÕES, L. **Histórias de pescadores: Meio ambiente, recursos pesqueiros e tradições em Rio Formoso-Pernambuco**. Recife: UFPE, 2014.

BANZATO, B. DE M. **Análise da efetividade das unidades de conservação marinhas de proteção integral do estado de São Paulo**. Mestrado—São Paulo: Universidade de São Paulo, 8 abr. 2014.

BARBIER, E. B. et al. Estuarine and Coastal Ecosystems and Their Services. Em: **Treatise on Estuarine and Coastal Science**. [s.l: s.n.]. p. 109–127.

BARBIER, E. B. et al. The value of estuarine and coastal ecosystem services. **Ecological Monographs**, v. 81, n. 2, p. 169–193, 2011b.

BARBOSA, L. M.; CORIOLANO, L. N. Políticas territoriais de turismo no Nordeste: o PRODETUR como estratégia socioeconômica. v. 6, n. 3, p. 255–277, 2015.

BATISTA, T. N. F.; FLORES-MONTES, M. DE J. Estado trófico dos estuários dos Rios Ipojuca e Merepe - PE E. v. 42, p. 22–30, 2014a.

BATISTA, T. N. F.; FLORES-MONTES, M. DE J. Estado trófico dos estuários dos rios Ipojuca e Merepe – PE. **Tropical Oceanography**, v. 42, n. 3, 20 dez. 2014b.

BÉJAOUI, B. et al. Random Forest model and TRIx used in combination to assess and diagnose the trophic status of Bizerte Lagoon, southern Mediterranean. **Ecological Indicators**, v. 71, p. 293–301, 1 dez. 2016.

BELARMINO, P. H. P. et al. Resíduos sólidos em manguezal no rio Potengi (Natal, RN, Brasil): relação com a localização e usos. **Revista de Gestão Costeira Integrada**, v. 14, n. 3, p. 447–457, set. 2014.

BERNARDINO, D.; FRANZ, B. Lixo flutuante na Baía de Guanabara: passado, presente e perspectivas para o futuro. v. 38, p. 231–252, 2016.

BIDONE, E. D.; LACERDA, L. D. The use of DPSIR framework to evaluate sustainability in coastal areas. Case study: Guanabara Bay basin, Rio de Janeiro, Brazil. **Regional Environmental Change**, v. 4, n. 1, p. 5–16, 1 mar. 2004.

BOWER, C. E.; HOLM-HANSEN, T. A Salicylate–Hypochlorite Method for Determining Ammonia in Seawater. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, n. 5, p. 794–798, 1 maio 1980.

BRADLEY, P.; YEE, S. **Using the DPSIR Framework to Develop a Conceptual Model: Technical Support Document**. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, 2015. Disponível em: <https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=NHEERL&dirEntryId=311236>.

BRASIL. Decreto nº 88744, de 21 de setembro de 1983. . 1983.

BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. . 2000.

BRASIL. **Resolução CONAMA 357 de 2005**. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_classificacao_corpos_agua_rtfcd_a_altrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf>. Acesso em: 6 ago. 2022.

BRUNER, A. G. et al. Effectiveness of Parks in Protecting Tropical Biodiversity. **Science**, v. 291, n. 5501, p. 125–128, 5 jan. 2001.

CABRAL, A.; FONSECA, A. Coupled effects of anthropogenic nutrient sources and meteorological events in the trophic state of a subtropical estuarine system. v. 225, 2019.

CABRAL, A. L.; SASSI, R.; COSTA, C. F. Os estuários do nordeste do Brasil e o desenvolvimento sustentável: usos múltiplos e impactos do rio Timbó, como um estudo de caso. v. 33, n. 2, 2005.

CALDAS, A. L. R. **Método de diagnóstico para gestão participativa de recursos hídricos: estudo de caso e modelagem conceitual com enfoque DPSIR**. Brasil: Universidade Federal de Goiás, 2012.

CARVALHO, S. A. DE; ADOLFO, L. G. S. O direito fundamental ao saneamento básico como garantia do mínimo existencial social e ambiental. **Revista Brasileira de Direito**, v. 8, n. 2, p. 6–37, 7 out. 2012.

CHEE, S. Y. et al. Anthropogenic marine debris accumulation in mangroves on Penang Island, Malaysia. **Journal of Sustainability Science and Management**, v. 15, n. 6, p. 36–60, 30 ago. 2020.

CHEN, N. et al. Storm induced estuarine turbidity maxima and controls on nutrient fluxes across river-estuary-coast continuum. **Science of The Total Environment**, v. 628–629, p. 1108–1120, jul. 2018.

CHISLOCK, M. F. Eutrophication: Causes, Consequences, and Controls in Aquatic Ecosystems. p. 8, 2013.

CLARK, C. M. et al. Nitrogen-induced terrestrial eutrophication: cascading effects and impacts on ecosystem services. **Ecosphere**, v. 8, n. 7, jul. 2017.

CLOERN, J. E.; JASSBY, A. D. Complex seasonal patterns of primary producers at the land–sea interface. v. 11, p. 1294–1303, 2008.

COAD, L. et al. Measuring impact of protected area management interventions: current and future use of the Global Database of Protected Area Management Effectiveness. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 370, n. 1681, p. 20140281, 5 nov. 2015.

COE, J. M.; ROGERS, D. B. (EDS.). **Marine Debris**. New York, NY: Springer New York, 1997.

COHEN, J. E. et al. Estimates of Coastal Populations. v. 278, p. 1209–1213, 1997.

COLLIER, C. A. et al. Integrated approach to the understanding of the degradation of an urban river: local perceptions, environmental parameters and geoprocessing. **Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine**, v. 11, p. 69, 15 set. 2015.

CORDEIRO, C. A. M. M.; COSTA, T. M. Evaluation of solid residues removed from a mangrove swamp in the São Vicente Estuary, SP, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 60, n. 10, p. 1762–1767, 1 out. 2010.

CORREIA, J. R. M. DE B. et al. Poluição em recifes de coral por vinhoto da cana-de-açúcar. Em: **Conhecendo os Recifes Brasileiros: Rede de Pesquisas Coral Vivo**. 1. ed. Rio de Janeiro: Museu Nacional, UFRJ: Carla Zilberberg et al., 2016. p. 360.

CORREIA, V. L. **O bosque de mangue do estuário do rio Timbó, estado de Pernambuco, Brasil: características estruturais e vulnerabilidade da área frente às tensões antrópicas**. Dissertação—João Pessoa: Universidade Federal da Paraíba, 2002.

CPRH. **Monitoramento da qualidade das águas nas Bacias Hidrográficas Litorâneas e das captações para abastecimento**. Pernambuco: [s.n.]. Disponível em: <http://www2.cprh.pe.gov.br/wp-content/uploads/2021/02/C_Introducao09.pdf>. Acesso em: 14 ago. 2022.

CPRH, C. P. D. M. A. **Diagnóstico Socioambiental do Litoral Sul de Pernambuco**. , 2001. Disponível em: <http://www.cprh.pe.gov.br/downloads/2diagnostico_ambiental.pdf>

CPRH, C. P. D. M. A. **Diagnóstico Socioambiental do Litoral Norte de Pernambuco**. , 2003.

CPRH, C. P. D. M. A. **Área de Proteção Ambiental estuarina do Rio Timbó**. Disponível em: <<http://www2.cprh.pe.gov.br/uc/apa-estuarina-do-rio-timbo/>>. Acesso em: 18 jan. 2022a.

CPRH, C. P. D. M. A. **Unidades de Conservação Estaduais**. Disponível em: <http://www2.cprh.pe.gov.br/wp-content/uploads/2022/04/Tabela-Unidades_de_conservacao_estaduais_Atualizado_pdf-atualizado.pdf>. Acesso em: 8 jun. 2022b.

DAVIS, J. R.; KOOP, K. Eutrophication in Australian Rivers, Reservoirs and Estuaries – A Southern Hemisphere Perspective on the Science and its Implications. **Hydrobiologia**, v. 559, n. 1, p. 23–76, abr. 2006.

DEWI, N. N. et al. Analysis of water quality on several waters affected by contamination in West Sumbawa Regency. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 137, p. 012086, abr. 2018.

DIARIO DE PERNAMBUCO. **Entidades pedem que Governo do Estado assine decreto de criação de reserva extrativista do Rio Formoso**. Disponível em: <<https://www.diariodepernambuco.com.br/noticia/vidaurbana/2022/03/entidades-pedem-que-governo-do-estado-assine-decreto-de-criacao-de-res.html>>. Acesso em: 11 ago. 2022.

DOUGLAS, E. J. et al. Estuaries as coastal reactors: importance of shallow seafloor habitats for primary productivity and nutrient transformation, and impacts of sea level rise. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 56, n. 3, p. 553–569, 3 jul. 2022.

DOXA, A. et al. Prioritizing conservation areas for coastal plant diversity under increasing urbanization. **Journal of Environmental Management**, v. 201, p. 425–434, 1 out. 2017.

EBRAHIM, R. **Pescadoras lutam por reserva extrativista em área ameaçada no litoral sul de Pernambuco**. Disponível em: <<https://marcozero.org/pescadoras-lutam-por-reserva-extrativista-em-area-ameacada-no-litoral-sul-de-pernambuco/>>. Acesso em: 11 ago. 2022.

EDGAR, G. J. et al. The conservation significance of estuaries: a classification of Tasmanian estuaries using ecological, physical and demographic attributes as a case study. **Biological Conservation**, v. 92, n. 3, p. 383–397, 1 mar. 2000.

EDGAR, G. J. et al. Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. **Nature**, v. 506, n. 7487, p. 216–220, 13 fev. 2014.

ESPINOSA-DÍAZ, L. F. et al. Spatial and temporal changes of dissolved oxygen in waters of the Pajarales complex, Ciénaga Grande de Santa Marta: Two decades of monitoring. **Science of The Total Environment**, v. 785, p. 147203, 1 set. 2021.

ESTEVES, F. DE A. **Fundamentos de Limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: [s.n.].

FEITOSA, F. et al. Condições ambientais do estuário do Rio Timbó (Pernambuco-Brasil): biomassa fitoplanctônica e algumas variáveis ambientais. **Tropical Oceanography**, v. 42, 30 nov. 2016.

FEITOSA, F. A. D. N.; NASCIMENTO, F. C. R. DO; COSTA, K. M. P. DA. Distribuição espacial e temporal da Biomassa Fitoplanctônica relacionada com Parâmetros Hidrológicos na Bacia do Pina (Recife – PE). **Tropical Oceanography**, v. 27, n. 2, 30 dez. 1999.

FERNANDES, L. Ocupação da zona costeira. Em: CYNTHIA GERLING et al. (Eds.). **MANUAL DE ECOSSISTEMAS MARINHOS E COSTEIROS PARA EDUCADORES**. Santos, SP: Comunicar, 2016.

FERNANDES, M. DE F.; BARBOSA, M. P. Aplicações dos Indicadores Socioeconômicos e Ambientais no Modelo DPSIR (Força Motriz/Pressão/Estado/Impacto/Resposta) e Influências na Desertificação nos Municípios de Araripina-PI, Crato e Barbalha-CE e Marcolândia-PI. v. 4, p. 722–737, 2011.

FERREIRA, M. B. M.; SALLES, A. O. T. Política ambiental brasileira: análise histórico-institucionalista das principais abordagens estratégicas. **Revista de Economia**, v. 42, n. 2, 26 jul. 2017.

FLORES-MONTES, M. J. DE et al. The Trophic Status of an Urban Estuarine Complex in Northeast Brazil. **Journal of Coastal Research**, p. 408–411, 2011.

FLORES-MONTES, M. DE J. **Fatores que influenciam na produtividade dos oceanos: a importância do fluxo de difusão dos nutrientes para a biomassa do fitoplâncton na região oceânica do nordeste brasileiro**. Brasil: Universidade Federal de Pernambuco, 2003.

FOLEY, J. A. et al. Global Consequences of Land Use. **Science**, v. 309, n. 5734, p. 570–574, 22 jul. 2005.

FREEMAN, L. A. et al. Impacts of Urbanization and Development on Estuarine Ecosystems and Water Quality. **Estuaries and Coasts**, v. 42, n. 7, p. 1821–1838, nov. 2019.

FREIRE, S.; SANTOS, T.; TENEDÓRIO, J. A. Recent urbanization and land use/land cover change in Portugal – the influence of coastline and coastal urban centers. **Journal of Coastal Research Special**, v. 2, n. 56, p. 1499–1503, 1 jan. 2009.

FURTADO, C. **Formação econômica do Brasil**. [s.l.] Companhia das Letras, 2020.

GABRIELSEN, P.; BOSCH, P. **Environmental Indicators: Typology and Use in Reporting**. [s.l.] European Environment Agency, 2003. Disponível em: <http://costabalearsostenible.es/PDFs/AMYKey%20References_Indicators/EEA%202003.pdf>. Acesso em: 4 abr. 2022.

GALAFASSI, S. et al. Microplastic pollution in perch (*Perca fluviatilis*, Linnaeus 1758) from Italian south-alpine lakes. **Environmental Pollution**, v. 288, p. 117782, nov. 2021.

GARCÍA-ROBLEDO, E.; CORZO, A.; PAPASPYROU, S. A fast and direct spectrophotometric method for the sequential determination of nitrate and nitrite at low concentrations in small volumes. **Marine Chemistry**, v. 162, p. 30–36, maio 2014.

GARI, S. R.; NEWTON, A.; ICELY, J. D. A review of the application and evolution of the DPSIR framework with an emphasis on coastal social-ecological systems. **Ocean & Coastal Management**, v. 103, p. 63–77, 1 jan. 2015.

GODOY, L. R. DA C.; LEUZINGER, M. D. O financiamento do Sistema Nacional de Unidades de Conservação no Brasil Características e tendências. p. 21, 2015.

GONÇALVES, C. T. P. **Florações de macroalgas e seus efeitos sobre a pesca e macrofauna em uma Região Neotropical**. Natal: Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2020.

GRASSHOFF, K.; KREMLING, K.; EHRHARDT, M. **Methods of Seawater Analysis**. [s.l.] John Wiley & Sons, Ltd, 1999.

GREGO, C. K. DA S. et al. Distribuição espacial e sazonal da clorofila a fitoplancônica e hidrologia do estuário do Rio Timbó (Paulista – PE). **Tropical Oceanography**, v. 32, n. 2, 30 dez. 2004.

GREGO, C. S. et al. Fitoplâncton do ecossistema estuarino do Rio Ariquindá (Tamandaré, Pernambuco, Brasil): variáveis ambientais, biomassa e produtividade primária. **Atlântica (Rio Grande)**, v. 31, n. 2, p. 183–198, 2009.

GREY, D.; SADOFF, C. W. Sink or Swim? Water security for growth and development. **Water Policy**, v. 9, n. 6, p. 545–571, 1 dez. 2007.

GUETTÉ, A.; GODET, L.; ROBIN, M. Historical anthropization of a wetland: steady encroachment by buildings and roads versus back and forth trends in demography. **Applied Geography**, v. 92, p. 41–49, mar. 2018.

HAYASHI, S. N. et al. The effect of anthropogenic drivers on spatial patterns of mangrove land use on the Amazon coast. v. 6, n. 14, 2019.

HE, Q.; SILLIMAN, B. R. Climate Change, Human Impacts, and Coastal Ecosystems in the Anthropocene. **Current Biology**, v. 29, n. 19, p. R1021–R1035, 7 out. 2019.

HONG, Q. et al. Small-scale watershed extended method for non-point source pollution estimation in part of the Three Gorges Reservoir Region. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 9, n. 4, p. 595–604, out. 2012.

HONINGH, D. **Riverine debris: interactions between waste and hydrodynamics: Field measurements and laboratory experiments for the Cikapundung River, Bandung**. Dissertação—Netherlands: Delft University of Technology, 2018.

HUANG, B. et al. Comparison of Intensity Analysis and the land use dynamic degrees to measure land changes outside versus inside the coastal zone of Longhai, China. **Ecological Indicators**, v. 89, p. 336–347, 1 jun. 2018.

HUMAN, L. R. D.; ADAMS, J. B.; ALLANSON, B. R. Insights into the cause of an *Ulva lactuca* Linnaeus bloom in the Knysna Estuary. **South African Journal of Botany, Ecology and Biodiversity of South African Estuaries**. v. 107, p. 55–62, 1 nov. 2016.

IBGE. **Glossário do Atlas do Censo Demográfico de 2010**. Brasília: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2010. Disponível em: <https://censo2010.ibge.gov.br/apps/atlas/pdf/209_213_Glossario_ATLASDEMO%202010.pdf>. Acesso em: 21 jan. 2021.

IBGE. **Atlas geográfico das zonas costeiras e oceânicas do Brasil**. Rio de Janeiro: Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística--IBGE, Diretoria de Geociências, 2011.

IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2017**. Brasil: [s.n.]. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pesquisa/30/0?ano=2017>>. Acesso em: 21 jun. 2022.

ICMBIO. **Plano de manejo da Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais**. Tamandaré/PE: [s.n.]. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/apacostadoscorais/images/stories/plano_de_manejo/PM_A_PACC_2021.pdf>.

INSTITUTO MEU MUNDO MAIS VERDE. **Projeto Reviveirando**. Disponível em: <<https://www.meumundomaisverde.org/c%C3%B3pia-projeto-alavancar>>. Acesso em: 13 ago. 2022.

IPEA. **Caracterização e Quadros de Análise Comparativa da Governança Metropolitana no Brasil: arranjos institucionais de gestão metropolitana**. Rio de Janeiro: IPEA, 2015. Disponível em: <https://www.ipea.gov.br/redeipea/images/pdfs/governanca_metropolitana/150717_relatorio_arranjos_reecife.pdf>. Acesso em: 6 jun. 2022.

IVAR DO SUL, J. A.; COSTA, M. F. Marine debris review for Latin America and the Wider Caribbean Region: From the 1970s until now, and where do we go from here? **Marine Pollution Bulletin**, v. 54, n. 8, p. 1087–1104, ago. 2007.

JAMBECK, J. R. et al. Plastic waste inputs from land into the ocean. **Science**, v. 347, n. 6223, p. 768–771, 13 fev. 2015.

JAMES, N. et al. Effects of climate change on South African estuaries and associated fish species. **Climate Research**, v. 57, n. 3, p. 233–248, 28 out. 2013.

JANNUZZI, P. DE M. Indicadores no ciclo de políticas e programas sociais no Brasil. Em: **Indicadores sociais no Brasil: conceitos, fontes de dados e aplicações**. 6. ed. Campinas: [s.n.].

JANNUZZI, P. DE M. A importância da informação estatística para as políticas sociais no Brasil: breve reflexão sobre a experiência do passado para considerar no presente. **Revista Brasileira de Estudos de População**, v. 35, 14 nov. 2018.

JANNUZZI, P. DE M.; DE CARLO, S. Da agenda de desenvolvimento do milênio ao desenvolvimento sustentável: oportunidades e desafios para planejamento e políticas públicas no século XXI. v. 28, p. 6–27, 1 jul. 2018.

JEFTIC, L. et al. **Marine litter: a global challenge**. Nairobi, Kenya: Regional Seas, United Nations Environment Programme, 2009.

KESAVAN, S. et al. Anthropogenic pressure on mangrove ecosystems: Quantification and source identification of surficial and trapped debris. **Science of The Total Environment**, v. 794, p. 148677, 10 nov. 2021.

KRISTENSEN, P. **The DPSIR Framework**. 2004. Disponível em: <https://www.academia.edu/11549572/The_DPSIR_Framework>. Acesso em: 15 nov. 2021

LAI, J. et al. Nutrients distribution and trophic status assessment in the northern Beibu Gulf, China. **Chinese Journal of Oceanology and Limnology**, v. 32, n. 5, p. 1128–1144, set. 2014.

LAI, S. et al. The effects of urbanisation on coastal habitats and the potential for ecological engineering: A Singapore case study. **Ocean & Coastal Management**, v. 103, p. 78–85, jan. 2015.

LAIST, D. W. Impacts of Marine Debris: Entanglement of Marine Life in Marine Debris Including a Comprehensive List of Species with Entanglement and Ingestion Records. Em: **Marine Debris**. Springer Series on Environmental Management. New York, NY: Springer New York, 1997. p. 99–139.

LAURANCE, W. F. et al. Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. **Nature**, v. 489, n. 7415, p. 290–294, set. 2012.

LAURANCE, W. F.; GOOSEM, M.; LAURANCE, S. G. W. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 24, n. 12, p. 659–669, dez. 2009.

LEÃO, A. R.; PRATES, A. P. L.; FUMI, M. Manguezal e as Unidades de Conservação. Em: **Atlas dos manguezais do Brasil**. 1. ed. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2018. p. 176.

LEBRETON, L. C. M. et al. River plastic emissions to the world's oceans. **Nature Communications**, v. 8, n. 1, p. 15611, 7 jun. 2017.

LEMBI, R. C. et al. Urban expansion in the Atlantic Forest: applying the Nature Futures Framework to develop a conceptual model and future scenarios. v. 20, 2020.

LI, W. C.; TSE, H. F.; FOK, L. Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects. **Science of The Total Environment**, v. 566–567, p. 333–349, out. 2016.

LIMA, V. M.; COSTA, S. M. F. DA; RIBEIRO, H. Uma contribuição da metodologia Peir para o estudo de uma pequena cidade na Amazônia: Ponta de Pedras, Pará. v. 26, n. 4, p. 1071–1086, 2017.

LINS, E. J. M. et al. Análise Multitemporal do Uso e Ocupação do Solo no Puntal Del Chifre - Olinda/PE. v. 14, n. 4, p. 2015–2027, 12 ago. 2021.

LIRA, L.; ZAPATA, M. C.; FONSECA, V. G. DA. Aspectos da dinâmica do estuário do Rio Formoso, PE. v. 3, n. 1–2, p. 133–156, 1979.

LUO, Y. Y. et al. Landward zones of mangroves are sinks for both land and water borne anthropogenic debris. **Science of The Total Environment**, v. 818, p. 151809, 20 abr. 2022.

MACHADO, A. M. B. et al. Distribution of physical and chemical variables in the water column and characterization of the bottom sediment in a macrotidal estuary on the Amazon coast of the state of Maranhão, Brazil. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 17, n. 1, p. 1–20, 16 fev. 2022.

MACHADO, I. C.; MENDONÇA, J. T. Gestão Pesqueira Participativa no Complexo Estuarino-Lagunar de Cananéia, Iguape e Ilha Comprida e Área Costeira Adjacente. Em: **Áreas aquáticas protegidas como instrumento de gestão costeira**. 2. ed. Brasília: Ana Paula Prates e Danielle Blanc, 2007. v. 4p. 81–97.

MACHADO, M. R. I. DE M. O processo histórico do desmatamento do Nordeste brasileiro: impactos ambientais e atividades econômicas. v. 23, n. 2, p. 123–134, 2006.

MAGAROTTO, M. G. et al. Vertical growth in a coastal city: an analysis of Boa Viagem (Recife, Brazil). **Journal of Coastal Conservation**, v. 20, n. 1, p. 31–42, 1 fev. 2016.

MALINCONICO, N. **Áreas marinhas protegidas em Pernambuco: Ações de conservação na percepção dos tomadores de decisão, com ênfase aos pescadores artesanais**. Dissertação—Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 2019.

MEDEIROS, R. Evolução das tipologias e categorias de áreas protegidas no Brasil. **Ambiente & Sociedade**, v. 9, n. 1, p. 41–64, jun. 2006.

MEDEIROS, R.; IRVING, M.; GARAY, I. A Proteção da Natureza no Brasil: evolução e conflitos de um modelo em construção. **Revista de Desenvolvimento Econômico**, v. V, p. 83–93, 1 jan. 2004.

MELO, P. W. DE. **Pesca artesanal: diversidade, ameaça e destino do pescado em Rio Formoso (PE)**. Monografia—Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 2018.

MENÉNDEZ, P. et al. The Global Flood Protection Benefits of Mangroves. v. 10, n. 1, p. 4404, dez. 2020.

MIRANDA, L. B. DE. **Princípios de Oceanografia Física de Estuários Vol. 42**. [s.l.] EdUSP, 2002.

MONTEIRO, M. C.; JIMÉNEZ, J. A.; PEREIRA, L. C. C. Natural and human controls of water quality of an Amazon estuary (Caeté-PA, Brazil). **Ocean & Coastal Management**, v. 124, p. 42–52, 1 maio 2016.

MORAES, A. C. R. **Contribuições para a gestão da zona costeira do Brasil: elementos para uma geografia do litoral brasileiro**. São Paulo: [s.n.]. v. 47

NASCIMENTO-FILHO, G. A. et al. Eutrophication and water quality in a tropical Brazilian estuary. n. 65, p. 7–12, 2013.

NELSON, A.; CHOMITZ, K. M. Effectiveness of Strict vs. Multiple Use Protected Areas in Reducing Tropical Forest Fires: A Global Analysis Using Matching Methods. **PLOS ONE**, v. 6, n. 8, p. e22722, 16 ago. 2011.

NETO, F. O. L. et al. Application of the DPSIR model for the diagnosis of an estuary of the Brazilian Northeast: a tool for local and regional management. n. 65, p. 986–990, 2013.

NIE, J. et al. Causes, Assessment, and Treatment of Nutrient (N and P) Pollution in Rivers, Estuaries, and Coastal Waters. **Current Pollution Reports**, v. 4, n. 2, p. 154–161, jun. 2018.

PAULA FILHO, F. J. et al. Evaluation of water quality and trophic state in the Parnaíba River Delta, northeast Brazil. **Regional Studies in Marine Science**, v. 34, p. 101025, fev. 2020.

PAYTAN, A.; MCLAUGHLIN, K. The Oceanic Phosphorus Cycle. **Chemical Reviews**, v. 107, n. 2, p. 563–576, 1 fev. 2007.

PECCATIELLO, A. F. O. Políticas públicas ambientais no Brasil: da administração dos recursos naturais (1930) à criação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (2000). **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 24, n. 0, 28 dez. 2011.

PEDRO, C. K. B. **Caracterização e aspectos etnobiológicos da pesca artesanal nas comunidades do litoral Sul de João Pessoa, Paraíba**. Dissertação—João Pessoa: Universidade Federal da Paraíba, 2016.

PEREIRA FILHO, J. et al. Estuário do Rio Camboriú-SC: variação intramareal e transporte residual de nutrientes, COP e clorofila-a em condições de quadratura e sizígia. v. 6, p. 137–151, 2002.

PEREIRA, T. DE S.; FERNANDINO, G. Evaluation of solid waste management sustainability of a coastal municipality from northeastern Brazil. **Ocean & Coastal Management**, v. 179, p. 104839, 1 set. 2019.

PERNAMBUCO. Lei Nº 9.931, de 11 de dezembro de 1986. . 1986.

PERNAMBUCO. Lei Nº 9.989, de 13 de janeiro de 1987. . 1987.

PERNAMBUCO. 13.787. Lei Nº 13.787 de 08 de junho de 2009. . 2009.

PERNAMBUCO. Decreto Nº 34.692 de 17 de março de 2010. . 2010.

PERNAMBUCO. Lei Nº 14.324, de 03 de junho de 2011. . 2011, p. 2.

PERNAMBUCO. **Informativo da balneabilidade das praias de Pernambuco - setembro de 2022**. Pernambuco: [s.n.]. Disponível em: <http://www2.cprh.pe.gov.br/wp-content/uploads/2022/09/INFORMATIVO-DAS-BALNEABILIDADE-DAS-PRAIAS-DE-PERNAMBUCO-26_2022.pdf>. Acesso em: 6 out. 2022a.

PERNAMBUCO. **Oficina de Diagnósticos para Unidades de Conservação em Abreu e Lima e Paulista – Programa UC Pernambuco**. Disponível em: <<https://uc-pernambuco.semas.pe.gov.br/blog/2022/03/31/programa-uc-pernambuco-realiza-oficina-de-diagnosticos-para-unidades-de-conservacao-em-abreu-e-lima-e-paulista/>>. Acesso em: 11 ago. 2022b.

- PITTOCK, J. et al. Managing freshwater, river, wetland and estuarine Protect Areas. Em: WORBOYS, G. L. et al. (Eds.). **Protected Area Governance and Management**. [s.l.] ANU Press, 2015. p. 569–608.
- PNUMA. Transformando Nosso Mundo: A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável. v. 25, n. 1, p. 171–190, 1 jan. 2018.
- POSTEL, S. L.; THOMPSON JR., B. H. Watershed protection: Capturing the benefits of nature's water supply services. **Natural Resources Forum**, v. 29, n. 2, p. 98–108, 2005.
- PRATES, A. P. L. et al. Unidades de Conservação Costeiras e Marinhas de Uso Sustentável como Instrumento para a Gestão Pesqueira. Em: **Áreas aquáticas protegidas como instrumento de gestão costeira**. 2. ed. Brasília: Ana Paula Prates e Danielle Blanc, 2007. v. 4p. 27–39.
- QUINN, C. et al. Unpacking Changes in Mangrove Social-Ecological Systems: Lessons from Brazil, Zanzibar, and Vietnam. **Resources**, v. 6, n. 1, p. 14, 15 mar. 2017.
- RABALAIS, N. N. Nitrogen in Aquatic Ecosystems. **AMBIO: A Journal of the Human Environment**, v. 31, n. 2, p. 102–112, mar. 2002.
- RAHIM, S. et al. Spatial Distribution of Marine Debris Pollution in Mangrove-Estuarine Ecosystem of Kendari Bay. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 412, n. 1, p. 012006, 1 jan. 2020.
- RAVEN, J. A.; TAYLOR, R. Macroalgal growth in nutrient-enriched estuaries: a biogeochemical and evolutionary perspective. v. 3, n. 1, p. 7–26, 2003.
- RAZALI, A. et al. Land use change in highland area and its impact on river water quality: a review of case studies in Malaysia. **Ecological Processes**, v. 7, n. 1, p. 19, 5 maio 2018.
- RÊGO, J. C. L.; SOARES-GOMES, A.; DA SILVA, F. S. Loss of vegetation cover in a tropical island of the Amazon coastal zone (Maranhão Island, Brazil). **Land Use Policy**, v. 71, p. 593–601, 1 fev. 2018.
- REHSE, S.; KLOAS, W.; ZARFL, C. Microplastics Reduce Short-Term Effects of Environmental Contaminants. Part I: Effects of Bisphenol A on Freshwater Zooplankton Are Lower in Presence of Polyamide Particles. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 15, n. 2, p. 280, fev. 2018.
- RHODES, C. et al. Diatoms to human uses: linking nitrogen deposition, aquatic eutrophication, and ecosystem services. **Ecosphere**, v. 8, n. 7, p. e01858, 2017.
- RILO, A. et al. Estuarine margins vulnerability to floods for different sea level rise and human occupation scenarios. **Journal of Coastal Research**, v. 65, p. 820–825, 2 jan. 2013.
- RUSLAN, N. F. N. et al. Mangrove ecosystem services: Contribution to the well-being of the coastal communities in Klang Islands. **Marine Policy**, v. 144, p. 105222, 1 out. 2022.

SÁ, A. K. D. DOS S. et al. Algal blooms and trophic state in a tropical estuary blocked by a dam (northeastern Brazil). **Ocean and Coastal Research**, v. 69, p. e21009, 2021.

SANTOS, E. M. DOS. **Análise das condições ambientais do estuário do Rio Poxim e pressupostos a sua gestão**. Dissertação—Universidade Federal de Sergipe: [s.n.].

SCHEREN, P. A. G. M. et al. Integrated water pollution assessment of the Ebrié Lagoon, Ivory Coast, West Africa. **Journal of Marine Systems**, v. 44, n. 1, p. 1–17, 1 jan. 2004.

SETO, K. C.; GÜNERALP, B.; HUTYRA, L. R. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 109, n. 40, p. 16083–16088, 2 out. 2012.

SILVA, C. J. DA et al. Biodiversity and its drivers and pressures of change in the wetlands of the Upper Paraguay–Guaporé Ecotone, Mato Grosso (Brazil). v. 47, p. 163–178, 2015.

SILVA, M. H. DA et al. Estrutura sazonal e espacial do microfitoplâncton no estuário tropical do rio Formoso, PE, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, p. 355–368, 2009.

SILVA, V. P. Alguns Condicionantes da Capacidade de Influência das Conferências de Políticas Públicas sobre os Programas das Respectivas Políticas Setoriais. **Dados**, v. 62, n. 1, p. e20160243, 2019a.

SILVA, V. P. Alguns Condicionantes da Capacidade de Influência das Conferências de Políticas Públicas sobre os Programas das Respectivas Políticas Setoriais. **Dados**, v. 62, n. 1, p. e20160243, 2019b.

SIN, Y. et al. Impacts of eutrophic freshwater inputs on water quality and phytoplankton size structure in a temperate estuary altered by a sea dike. v. 85, p. 54–63, 2013.

SMALL, C.; NICHOLLS, R. J. A Global Analysis of Human Settlement in Coastal Zones. v. 19, n. 3, p. 584–599, 2003a.

SMALL, C.; NICHOLLS, R. J. A Global Analysis of Human Settlement in Coastal Zones. **Journal of Coastal Research**, v. 19, n. 3, p. 584–599, 2003b.

SOS MATA ATLÂNTICA. **Manual de campo Observando os Rios**. , 2022. Disponível em: <<http://observandoosrios.sosma.org.br/>>. Acesso em: 5 mar. 2022

SOUZA, S. O.; VALE, C. C.; OLIVEIRA, R. C. Land Use and Occupation of Coastal Tropical Wetlands: Whale Coast, Bahia, Brazil. Em: **Coastal Wetlands: Alteration and Remediation**. [s.l.] Coastal Research Library, 2017. v. 21p. 159–186.

STRICKLAND, J. D. H.; PARSONS, T. R. A Practical Handbook of Seawater Analysis. v. 167, n. 55, p. 328, 1972.

SUSHINSKY, J. R. et al. How should we grow cities to minimize their biodiversity impacts? **Global Change Biology**, v. 19, n. 2, p. 401–410, 2013.

SUTEJA, Y.; PURWIYANTO, A. I. S. Nitrate and phosphate from rivers as mitigation of eutrophication in Benoa bay, Bali-Indonesia. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 162, p. 012021, jun. 2018.

TAO, W. et al. Influence of river-tide dynamics on phytoplankton variability and their ecological implications in two Chinese tropical estuaries. **Ecological Indicators**, v. 115, p. 106458, 1 ago. 2020.

TEICHBERG, M. et al. Eutrophication and macroalgal blooms in temperate and tropical coastal waters: nutrient enrichment experiments with *Ulva* spp. **Global Change Biology**, v. 16, n. 9, p. 2624–2637, 2010.

TEIXEIRA, Z.; TEIXEIRA, H.; MARQUES, J. C. Systematic processes of land use/land cover change to identify relevant driving forces: Implications on water quality. **Science of The Total Environment**, v. 470–471, p. 1320–1335, 1 fev. 2014.

THEVENON, F.; CARROLL, C.; SOUSA, J. (EDS.). **Plastic debris in the ocean: the characterization of marine plastics and their environmental impacts, situation analysis report**. [s.l.] International Union for Conservation of Nature, 2015.

TRANG, N. T. T. et al. Evaluating the impacts of climate and land-use change on the hydrology and nutrient yield in a transboundary river basin: A case study in the 3S River Basin (Sekong, Sesan, and Srepok). **Science of The Total Environment**, v. 576, p. 586–598, jan. 2017.

TRAVASSOS, R. K. **Análise da qualidade ambiental no estuário do Rio Botafogo: determinação do Índice do Estado Trófico e componentes do fósforo na coluna da água**. Dissertação—Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 2011.

UNESCO. **Determination of photosynthetic pigments in sea-water**. Paris: UNESCO, 1966.

UNESCO. **International Oceanographic Table**. Wormly: UNESCO, 1973.

VAN BIJSTERVELDT, C. E. J. et al. Does plastic waste kill mangroves? A field experiment to assess the impact of macro plastics on mangrove growth, stress response and survival. **Science of The Total Environment**, v. 756, p. 143826, 20 fev. 2021.

VIEIRA, B. P.; DIAS, D.; HANAZAKI, N. Homogeneidade de Encalhe de Resíduos Sólidos em um Manguezal da Ilha de Santa Catarina, Brasil. **Revista de Gestão Costeira Integrada**, v. 11, n. 1, p. 21–30, mar. 2011.

VOLLENWEIDER, R. A. et al. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. **Environmetrics**, v. 9, n. 3, p. 329–357, 1998.

WANG, J. et al. Assessment of eutrophication and water quality in the estuarine area of Lake Wuli, Lake Taihu, China. **Science of The Total Environment**, v. 650, p. 1392–1402, 10 fev. 2019.

WU, J.-T.; CHOU, T.-L. Silicate as the limiting nutrient for phytoplankton in a subtropical eutrophic estuary of Taiwan. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 58, n. 1, p. 155–162, set. 2003.

XU, L. et al. Riverine and oceanic nutrients govern different algal bloom domain near the Changjiang estuary in summer. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 125, n. 10, p. e2020JG005727, 2020.

XU, S. et al. Impact of salinity variation and silicate distribution on phytoplankton community composition in Pearl River estuary, China. **Ecohydrology & Hydrobiology**, 4 fev. 2022.

YANG, H. et al. Effectiveness of China's protected areas in reducing deforestation. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 18, p. 18651–18661, 1 jun. 2019.

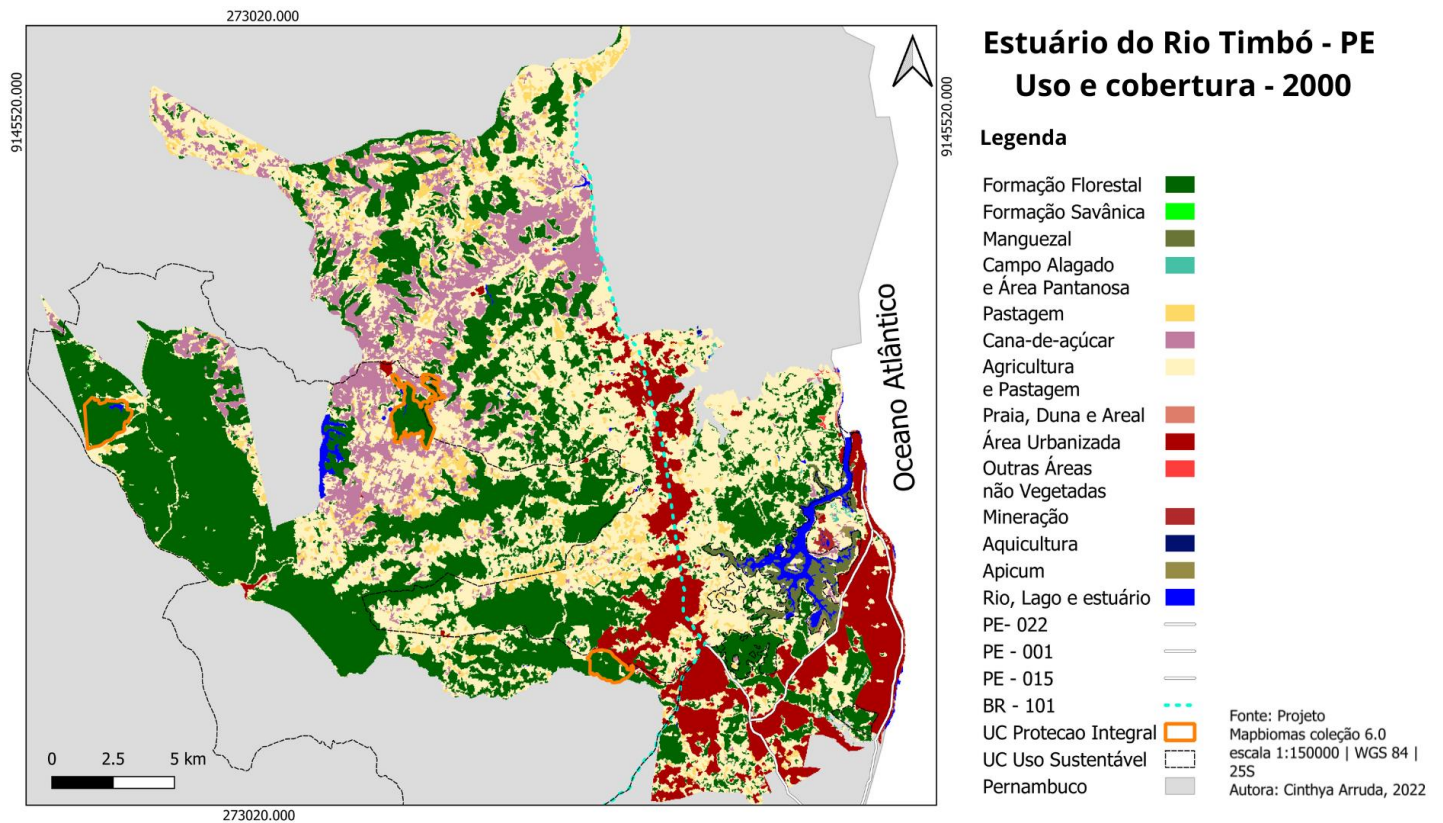
YANG, H. et al. A global assessment of the impact of individual protected areas on preventing forest loss. **Science of The Total Environment**, v. 777, p. 145995, jul. 2021.

ZHANG, X.; XUE, X. Analysis of marine environmental problems in a rapidly urbanising coastal area using the DPSIR framework: a case study in Xiamen. v. 56, n. 5, p. 720–742, 2013.

ZHOU, T.; WU, J.; PENG, S. Assessing the effects of landscape pattern on river water quality at multiple scales: A case study of the Dongjiang River watershed, China. **Ecological Indicators**, v. 23, p. 166–175, 1 dez. 2012.

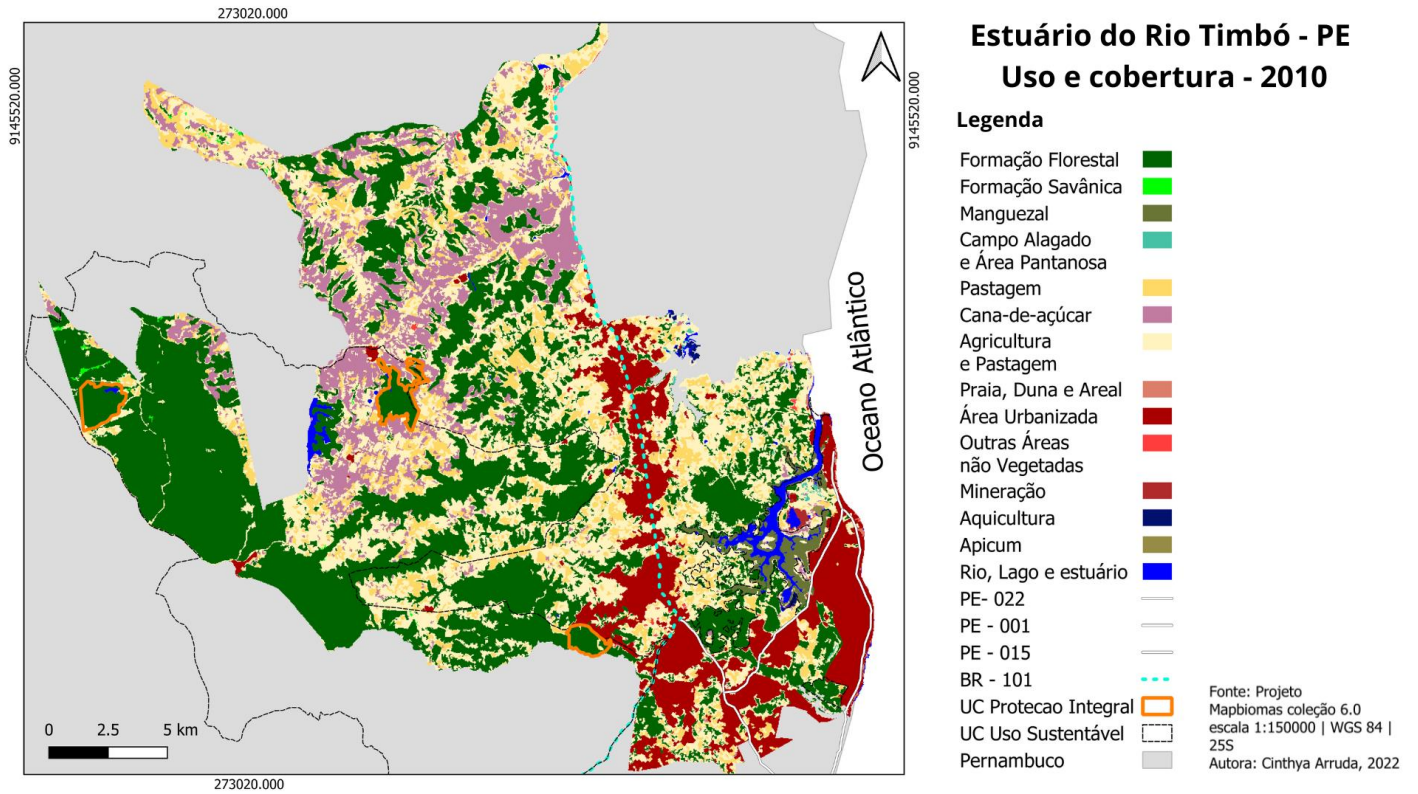
APÊNDICE A - MAPAS DE USO E OCUPAÇÃO DOS SOLOS NAS ADJACÊNCIAS DOS ESTUÁRIOS DOS RIOS TIMBÓ E FORMOSO

Figura A1 - Mapa de uso e ocupação do solo nas adjacências do estuário do Rio Timbó no ano de 2000.



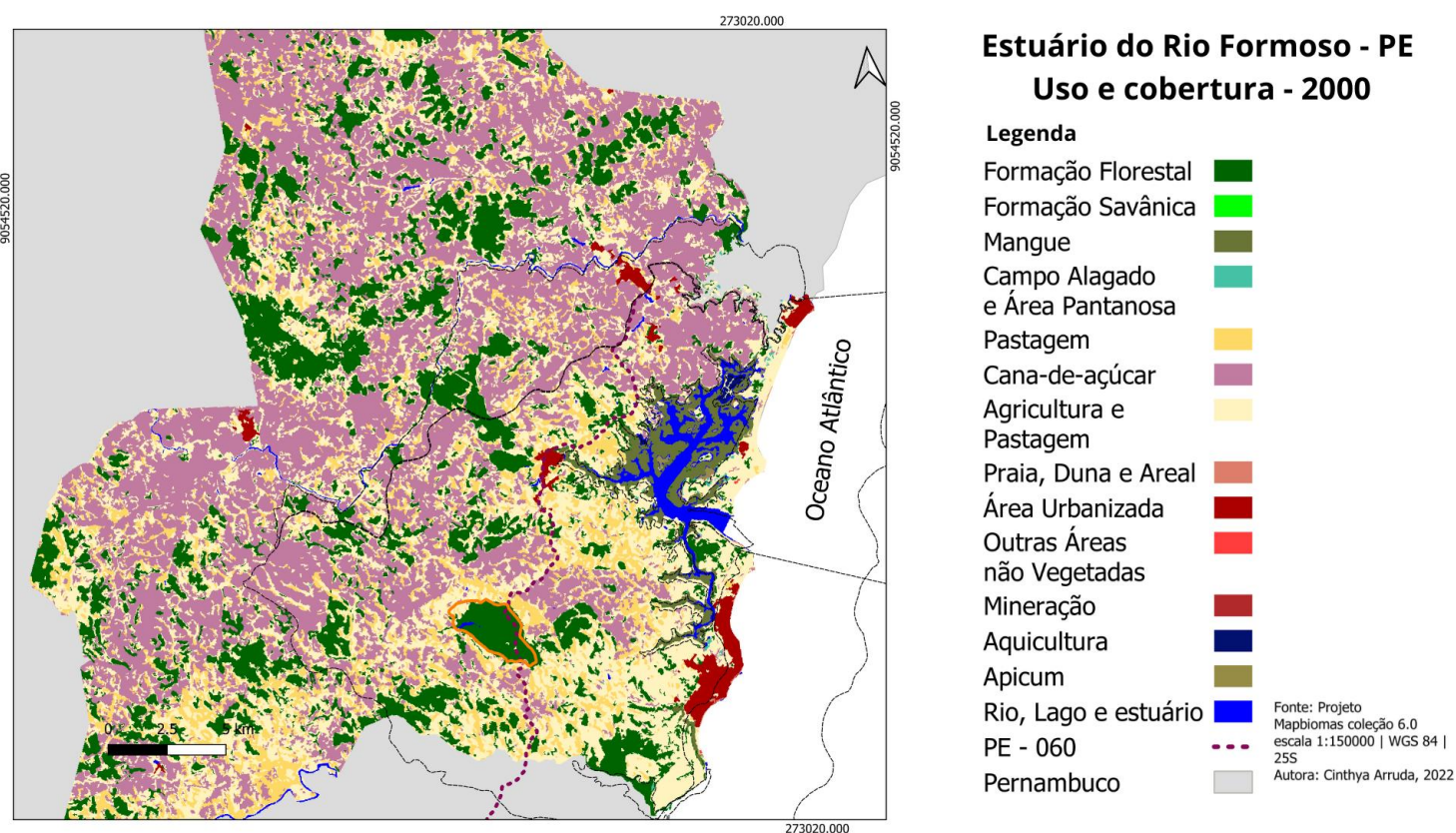
Fonte: A autora (2022).

Figura A2 - Mapa de uso e ocupação do solo nas adjacências do estuário do Rio Timbó no ano de 2010.



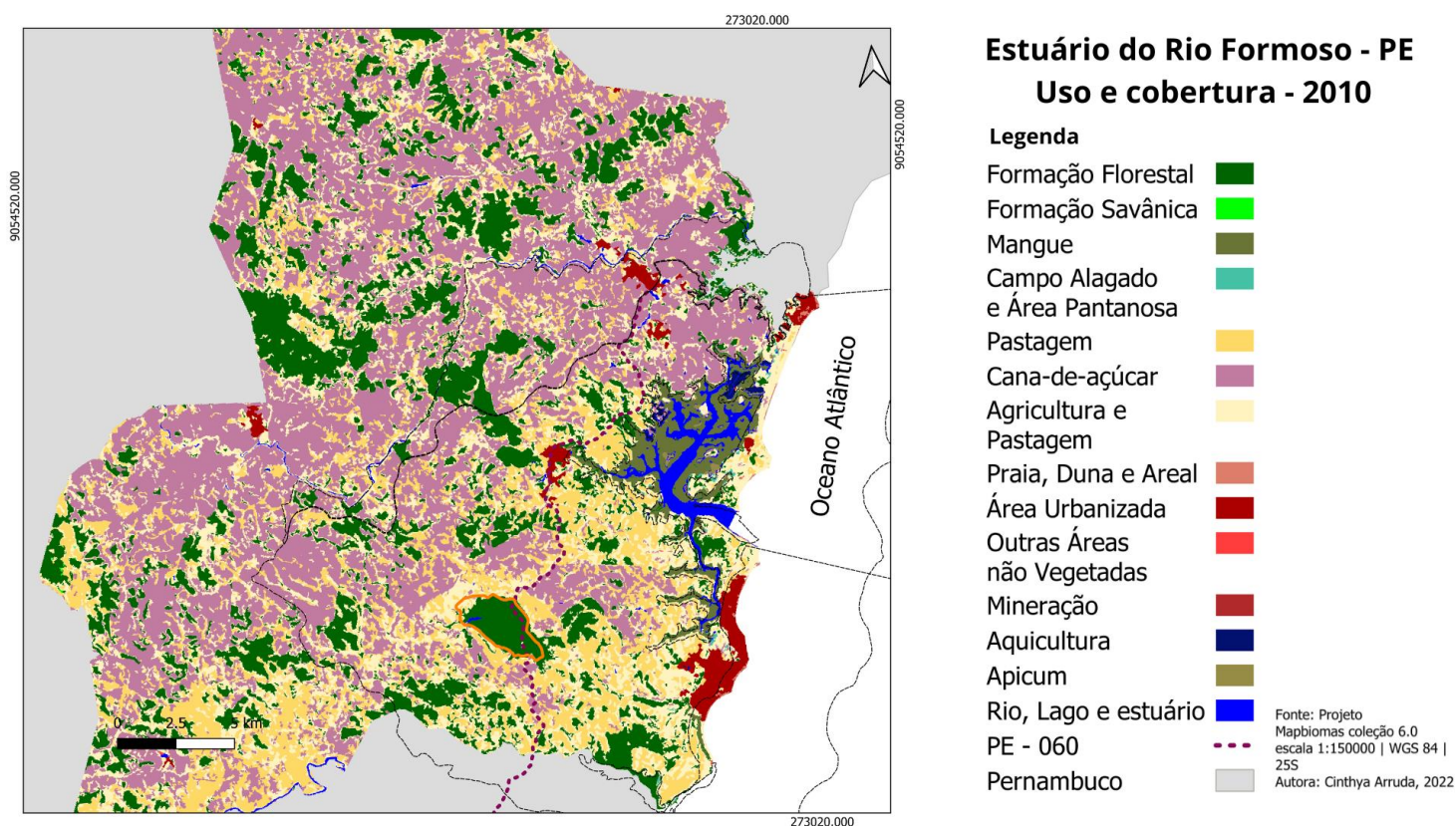
Fonte: A autora (2022).

Figura A3 - Mapa de uso e ocupação do solo nas adjacências do estuário do Rio Formoso no ano de 2000.



Fonte: A autora (2022).

Figura A4 - Mapa de uso e ocupação do solo nas adjacências do estuário do Rio Formoso no ano de 2010.



Fonte: A autora (2022).

ANEXO A – TABELAS DE USO E OCUPAÇÃO DOS ESTUÁRIOS DOS RIOS TIMBÓ E FORMOSO

Tabela A1 - Valor em absoluto da área total do uso e ocupação no estuário do Rio Timbó nos anos de 1990, 2000, 2010 e 2020.

Estuário do Rio Timbó				
Categorias	1990	2000	2010	2020
Formação Florestal	19075.069	19535.052	20006.364	22014.871
Formação Savânica	3.366	5.983	56.092	6.378
Manguezal	466.269	575.295	599.216	596.556
Campo Alagado e Área Pantanosa	54.930	41.197	50.503	58.658
Pastagem	1985.068	2459.368	5153.634	133.254
Cana-de-açúcar	5020.695	5010.316	5072.349	4969.040
Agricultura e Pastagem	20787.473	18529.228	14593.778	17012.260
Praia, Duna e Areal	32.156	41.103	33.928	15.859
Área Urbanizada	3850.324	5335.747	6027.323	6875.044
Outras Áreas não vegetadas	166.452	35.260	65.923	69.193
Mineração	69.442	49.072	41.278	13.641
Aquicultura	3.898	2.835	51.467	54.303
Apicum	63.927	52.528	35.432	25.249
Rio, Lago e estuário	847.272	727.947	693.891	647.442
*Não aplicado	3.455	2.657	2.923	1.949
Área total dos municípios	54441.247	52414.792	52495.054	52505.654

Fonte: A autora (2022).

Nota: *Áreas com nuvens e sombras que não foi possível identificar o uso e ocupação.

Tabela A2 - Valor em absoluto da área total do uso e ocupação no estuário do Rio Formoso nos anos de 1990, 2000, 2010 e 2020

Estuário do Rio Formoso				
Categorias	1990	2000	2010	2020
Formação Florestal	12408.597	18206.703	14363.179	16016.237
Formação Savânica	0.000	0.442	10.342	0.883
Manguezal	1548.621	1691.802	1624.207	1698.643
Campo Alagado e Área Pantanosa	48.525	74.686	66.117	80.694
Pastagem	11430.829	12014.331	13259.575	1023.994
Cana-de-açúcar	30669.369	35661.156	30982.404	30008.986
Agricultura e Pastagem	22645.509	31516.319	18286.118	26133.682
Praia, Duna e Areal	77.961	45.957	53.565	41.369
Área Urbanizada	724.588	1569.163	1188.966	1372.940
Outras Áreas não vegetadas	2.563	9.280	12.017	24.928
Aquicultura	1.414	53.220	105.735	108.921
Apicum	104.845	100.681	82.651	97.062
Rio, Lago e estuário	1568.986	1600.062	1255.056	1023.994
*Não aplicado	5.392	214.691	5.215	169.351
Área total dos municípios	87431.973	87673.836	81462.238	87686.640

Fonte: A autora (2022).

Nota: . *Áreas com nuvens e sombras que não foi possível identificar o uso e ocupação.