



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

ANDRÉ LUCAS SANTANA CAMPOS

CARACTERIZAÇÃO ESPACIAL E EVOLUÇÃO TEMPORAL DO USO E OCUPAÇÃO
DA BACIA HIDROGRÁFICA E DA PESCA NO COMPLEXO ESTUARINO DO RIO
FORMOSO

Recife
2024

ANDRÉ LUCAS SANTANA CAMPOS

CARACTERIZAÇÃO ESPACIAL E EVOLUÇÃO TEMPORAL DO USO E OCUPAÇÃO
DA BACIA HIDROGRÁFICA E DA PESCA NO COMPLEXO ESTUARINO DO RIO
FORMOSO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, como requisito parcial para obtenção do título de mestre em Oceanografia.

Orientadora: Beatrice Padovani Ferreira

Recife
2024

.Catalogação de Publicação na Fonte. UFPE - Biblioteca Central

Campos, André Lucas Santana.

Caracterização espacial e evolução temporal do uso e ocupação da Bacia Hidrográfica e da Pesca no complexo estuarino do Rio Formoso / André Lucas Santana Campos. - Recife, 2024.

115f.: il.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco, , Centro de Tecnologia e Geociências, Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, 2024.

Orientação: Beatrice Padovani Ferreira.

Inclui referências e anexos.

1. Pesca artesanal; 2. Camboa; 3. Bacia hidrográfica; 4. Uso e ocupação do solo; 5. RESEX do Rio Formoso. I. Ferreira, Beatrice Padovani. II. Título.

UFPE-Biblioteca Central



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

ANDRÉ LUCAS SANTANA CAMPOS

CARACTERIZAÇÃO ESPACIAL E EVOLUÇÃO TEMPORAL DO USO E OCUPAÇÃO
DA BACIA HIDROGRÁFICA E DA PESCA NO COMPLEXO ESTUARINO DO RIO
FORMOSO

Recife
2024

ANDRÉ LUCAS SANTANA CAMPOS

CARACTERIZAÇÃO ESPACIAL E EVOLUÇÃO TEMPORAL DO USO E OCUPAÇÃO
DA BACIA HIDROGRÁFICA E DA PESCA NO COMPLEXO ESTUARINO DO RIO
FORMOSO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, como requisito parcial para obtenção do título de mestre em Oceanografia.

Orientadora: Beatrice Padovani Ferreira

Recife
2024

ANDRÉ LUCAS SANTANA CAMPOS

CARACTERIZAÇÃO DO TERRITÓRIO E ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL DA PESCA DE
CAMBOA NO NORDESTE DO BRASIL ENTRE OS ANOS DE 2000 E 2023

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, como requisito parcial para obtenção do título de mestre em Oceanografia.

Aprovada em: 29/11/2024

BANCA EXAMINADORA

Prof^a. Dr^a. Beatrice Padovani Ferreira (Orientadora)

Universidade Federal de Pernambuco

Prof^a. Dr^a. Camila Brasil Louro da Silveira (Examinadora externa)

Universidade Federal da Bahia

Prof. Dr. Matheus Oliveira Freitas (Examinador externo)

Instituto Meros do Brasil

Prof. Dr. Roberto Lima Barcellos (Suplente interno)

Universidade Federal de Pernambuco

AGRADECIMENTOS

Gostaria de expressar minha gratidão, primeiramente, à minha família. Aos meus pais, "Seu Zé" e "Dona Raquel", pelo apoio incondicional e por sempre me incentivarem a buscar meus sonhos e aproveitar o melhor que a vida tem a oferecer. À minha companheira de vida, Luíza, que esteve ao meu lado nos mais diversos momentos desta jornada, oferecendo apoio nos desafios e inspiração para seguir em frente. Louis, amo você e admiro imensamente sua força, obrigado por todo apoio. Ao meu filho, Gustavo, que chegou no momento mais crítico da minha vida, mas trouxe uma nova razão para sorrir e acreditar, saiba que seu pai te ama profundamente. Ao meu irmão, que desde o início da minha vida esteve ao meu lado – entre tapas e beijos – desempenhando um papel essencial na minha formação pessoal e profissional. ISSO AQUI É UNICAMENTE POR VOCÊS, POR ME AMAREM, ME APOIAREM E POR FAZEREM PARTE DE QUEM EU SOU, AMO VOCÊS MAIS DO QUE AS PALAVRAS PODEM EXPRESSAR.

Agradeço imensamente à minha orientadora, Dra. Beatrice Padovani Ferreira, que acreditou em mim em 2017, me deu a oportunidade de aprender ao seu lado e contribuiu para que eu pudesse me tornar melhor profissional e pessoalmente. Obrigado por todo carinho e por toda bronca; sou eternamente grato por tudo que fez por mim. Obrigado as pessoas que de alguma forma, me ajudaram na jornada maluca do mestrado: Luiza, Alê, Adel, Maria, Lucian, Paulinha, Nino, Lázaro, Thales, Thiago, Celado, Ágatha, Érika, Leo Messias, Nelson e Lucas. Um abraço a cada pescador que de alguma forma contribuiu para execução desse trabalho, em especial ao “Seu Neco”, pescador, professor, poeta, patrimônio imaterial do Estuário do Rio Formoso e um grande amigo que tive o prazer de conhecer, e serei eternamente grato por todos os ensinamentos.

Também deixo um agradecimento especial ao Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Marinha do Nordeste (CEPENE), ao Programa Ecológico de Longa Duração Tamandaré Sustentável (PELD-TAMS), Instituto Recifes Costeiros (IRCOS), e em especial ao Instituto Meros do Brasil (IMB) e ao Projeto Meros do Brasil (PMB), patrocinado pela Petrobras por meio do Programa Petrobras Socioambiental, que confiaram no meu trabalho ao longo de dois ciclos do projeto, dos quais parte desta dissertação é fruto (obrigado Bea outra vez, por abrir as portas).

Sou igualmente grato aos meus amigos de fé, que compartilharam comigo os momentos difíceis e seguem me apoiando na caminhada. Não vou falar todos os nomes porque é muito malokero, mas saiba que amo cada um de vocês. Por fim, agradeço ao universo, pelos caminhos que trilhei e por cada aprendizado ao longo desta jornada. LAROYÊ EXÚ!

Resumo

Esta dissertação analisa a evolução do uso e ocupação do solo na Bacia Hidrográfica do Estuário do Rio Formoso (BHERF) e a pesca artesanal de camboa, praticada no Complexo Estuarino do Rio Formoso, no litoral sul de Pernambuco, ao longo de três décadas (1990-2022). A partir de uma abordagem baseada na paisagem, o estudo quantificou as mudanças no uso e cobertura do solo, avaliando os fatores ambientais, espaciais e antrópicos que influenciam a atividade pesqueira. Além disso, foram analisados dados de monitoramento da pesca de camboa, uma das principais artes empregadas no estuário, no período de 2000 a 2023. A análise incluiu variáveis como esforço de pesca, captura e Captura por Unidade de Esforço (CPUE), permitindo compreender a dinâmica dessa atividade ao longo do tempo.

A BHERF, com 175,25 km², abrange a Área de Proteção Ambiental de Guadalupe (APAG) e inclui os municípios de Sirinhaém, Tamandaré, Barreiros e Rio Formoso. A análise revelou transformações significativas na paisagem, como o aumento de áreas urbanas (de <1% para 5,3%) e pastagens (de 2,42% para 5,95%), impulsionadas pelo crescimento do turismo e da agropecuária. Em contraste, áreas de floresta aumentaram (de 9,14% para 15,35%), indicando recuperação vegetal, enquanto corpos d'água diminuíram (de 7,5% para 5,8%), possivelmente devido ao assoreamento.

A pesca de camboa, arte tradicional que utiliza redes fixas no manguezal, foi monitorada em 71 pontos, com 345 desembarques registrados, no período de 2000 a 2023, e identificando 71 pontos tradicionais de pesca. A camboa é uma arte de pesca tradicional semi-fixa, instalada ao longo dos manguezais ou atravessando canais, operando conforme o regime de meso-marés. O tamanho das redes variou de 115 a 3.000 metros, e as capturas oscilaram entre 2 e 190 kg, totalizando 14.762 kg. O Rio dos Passos apresentou os maiores esforços e capturas, enquanto o Rio Formoso teve a maior eficiência (CPUE). As regressões lineares indicaram uma correlação positiva significativa entre captura e esforço ($R^2 = 0,5785-0,7139$), especialmente nos rios Ariquindá e dos Passos. Os testes de Kruskal-Wallis evidenciaram diferenças significativas nas CPUEs entre estações, blocos amostrais e tipos de armação das camboas ($p < 0,05$). O teste de Mann-Whitney confirmou que a CPUE foi maior na estação seca do Rio Formoso (0,052) e menor na estação chuvosa do Rio Ariquindá (0,035), com diferenças estatísticas entre estações e blocos amostrais ($p < 0,05$).

Os Modelos Aditivos Generalizados (GAMs) mostraram influências ambientais e operacionais na CPUE. Na camboa "Gorcana" (RF, N=26), a CPUE reduziu significativamente no Bloco 4 em relação ao bloco de referência ($p < 0,05$). Na camboa "Porto Alegre" (RA, N=51), a fase minguante da lua teve efeito positivo sobre a CPUE (coeficiente = 0,57636; $p < 0,05$), enquanto o tamanho da rede apresentou relação negativa ($p < 0,005$). Na camboa "As Cobra" (Passos, N=31), apenas a amplitude de maré foi significativa ($p < 0,05$), com efeitos não lineares sugerindo maior eficiência de captura em marés intermediárias.

Este estudo foi pioneiro na caracterização da BHERF e na análise das mudanças no uso e ocupação do solo na região, destacando a necessidade de políticas de manejo adaptadas às dinâmicas locais, com atenção ao controle do esforço pesqueiro em áreas sensíveis. A gestão integrada do território é essencial para a conservação dos recursos pesqueiros e para o fortalecimento das comunidades tradicionais.

Palavras-chave: Pesca artesanal, Camboa, Bacia hidrográfica, Uso e ocupação do solo, RESEX do Rio Formoso.

Abstract

This dissertation analyzes the evolution of land use and land cover in the Rio Formoso Estuary Watershed (BHERF) and the artisanal camboa fishery, practiced in the Rio Formoso Estuarine Complex, located on the southern coast of Pernambuco, over three decades (1990–2022). Using a landscape-based approach, the study quantified changes in land use and cover, assessing environmental, spatial, and anthropogenic factors influencing fishing activity. Additionally, monitoring data from the camboa fishery, one of the main fishing methods used in the estuary, were analyzed for the period from 2000 to 2023. The analysis included variables such as fishing effort, catch, and Catch Per Unit Effort (CPUE), providing insights into the dynamics of this activity over time

The BHERF, covering 175.25 km², includes the Guadalupe Environmental Protection Area (APAG) and encompasses the municipalities of Sirinhaém, Tamandaré, Barreiros, and Rio Formoso. The analysis revealed significant landscape transformations, such as an increase in urban areas (from <1% to 5.3%) and pastures (from 2.42% to 5.95%), driven by tourism growth and agricultural expansion. In contrast, forest areas increased (from 9.14% to 15.35%), indicating vegetation recovery, while water bodies decreased (from 7.5% to 5.8%), possibly due to siltation.

Camboa fishing, a traditional technique using fixed nets in the mangrove, was monitored at 71 sites, with 345 recorded landings between 2000 and 2023. The camboa is a semi-fixed artisanal fishing gear, installed along mangroves or across channels, operating according to the meso-tidal regime. Net sizes ranged from 115 to 3,000 meters, and catches varied between 2 and 190 kg, totaling 14,762 kg. The Rio dos Passos showed the highest fishing effort and catch, while the Rio Formoso had the highest efficiency (CPUE). Linear regressions indicated a significant positive correlation between catch and effort ($R^2 = 0.5785\text{--}0.7139$), especially in the Ariquindá and Passos rivers. Kruskal-Wallis tests showed significant differences in CPUE among seasons, sampling blocks, and camboa net configurations ($p < 0.05$). The Mann-Whitney test confirmed that CPUE was higher in the dry season in the Rio Formoso (0.052) and lower in the rainy season in the Rio Ariquindá (0.035), with statistical differences between seasons and sampling blocks ($p < 0.05$).

Generalized Additive Models (GAMs) revealed environmental and operational influences on CPUE. In the camboa "Gorcana" (RF, N=26), CPUE significantly decreased in Block 4 compared to the reference block ($p < 0.05$). In the camboa "Porto Alegre" (RA, N=51), the waning moon phase had a positive effect on CPUE (coefficient = 0.57636; $p < 0.05$), while net size had a negative relationship ($p < 0.005$). In the camboa "As Cobra" (Passos, N=31), only tidal range was significant ($p < 0.05$), with nonlinear effects suggesting higher catch efficiency in intermediate tides.

This study was pioneering in characterizing the BHERF and analyzing land use and land cover changes in the region, highlighting the need for management policies adapted to local dynamics, with

attention to controlling fishing effort in sensitive areas. Integrated territorial management is essential for the conservation of fishery resources and the strengthening of traditional communities.

Keywords: Artisanal fishing, Camboa, Watershed, Land use and land cover, Remote sensing, Rio Formoso Extractive Reserve (RESEX).

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL.....	11
1.1 Justificativa do estudo.....	13
1.2 Objetivo geral	14
1.3 Objetivos específicos	14
1.4 Estrutura da dissertação	14
CAPÍTULO I: Caracterização do território pesqueiro e área de influência do Estuário do Rio Formoso	15
1. INTRODUÇÃO	16
2. METODOLOGIA.....	18
2.1. Área de estudo	18
2.2. Delimitação da Bacia Hidrográfica do Estuário do Rio Formoso	20
2.3. Uso e Ocupação do Solo	21
3. RESULTADOS.....	22
3.1. Bacia Hidrográfica do Estuário do Rio Formoso.....	22
3.2. Uso e Ocupação do Solo	24
4. DISCUSSÃO	32
CAPÍTULO II: Caracterização e análise espaço-temporal da pesca de Camboa do Estuário do Rio Formoso	45
1. INTRODUÇÃO	46
2. METODOLOGIA.....	49
2.1. Coleta de dados.....	49
2.2. Caracterização das camboas	50
2.3. Mapeamento das áreas de instalação das camboas	50
2.4. Análise de dados	51
2.5. Caracterização das capturas	53
3. RESULTADOS.....	53
3.1. Distribuição e caracterização da pesca de camboa	53
3.2. Variação espacial e temporal de esforço (m), captura (kg) e CPUE (kg/m).....	60
3.3. Variação temporal dos dado.....	63
3.4. Modelos lineares	66
3.5. Relação entre fatores ambientais, temporais, espaciais e estruturais das camboas e CPUE	67
3.6. Composição das capturas.....	74

4. DISCUSSÃO	75
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	85
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	88
7. ANEXOS	112

1 INTRODUÇÃO GERAL

A ecologia da paisagem é um conceito multidisciplinar que busca compreender a relação entre os processos ecológicos que ocorrem em diferentes escalas e a configuração espacial de ecossistemas (Naveh e Lieberman, 1994). Pode ser descrita como o estudo da função, dinâmica e estruturas de áreas heterogêneas compostas por ecossistemas que interagem entre si (Forman e Godron, 1986), ou como a investigação dos ecossistemas na escala da paisagem (Pojar *et al.*, 1994). Foram analisados os efeitos ecológicos do padrão de distribuição espacial dos ecossistemas (Turner, 1989) e a consideração da heterogeneidade ambiental de forma espacialmente explícita (Wiens *et al.*, 1992). Em síntese, a ecologia da paisagem examina as interações entre diferentes elementos da paisagem, suas distribuições e os impactos nos processos ecológicos.

No Brasil, o uso e ocupação do solo têm se transformado rapidamente ao longo das últimas décadas devido à expansão agrícola, urbanização e desenvolvimento industrial (Miranda, 2012). O país possui uma diversidade de biomas e paisagens, desde florestas tropicais a áreas de manguezais, que estão sendo alterados a um ritmo acelerado, muitas vezes sem um planejamento sustentável. Essas mudanças influenciam diretamente os ecossistemas aquáticos e terrestres, especialmente nas regiões costeiras, impactando os estoques de carbono por exemplo (Vanderklift *et al.*, 2019; Macreadie *et al.*, 2021).

Os Sistemas de Informações Geográficas (SIG) e o Sensoriamento Remoto (SR) são ferramentas visuais e analíticas fundamentais para a análise espacial e ambiental, permitindo a integração e interpretação de dados em larga escala, desempenhando um papel crucial em estudos de regiões costeiras, permitindo análises de vastas áreas com alta eficiência e precisão (Ge *et al.*, 2011; Devi *et al.*, 2015; Shinkarenkoa e Bartalev, 2023). Os dados multiespectrais mais amplamente utilizados globalmente provêm dos sistemas de sensoriamento remoto dos satélites *Landsat* e *Sentinel-2*. Esses satélites oferecem uma excelente resolução espacial, variando de 10 a 30 metros, e são fundamentais para a análise de mudanças de longo prazo nas paisagens naturais. O *Landsat*, em particular, se destaca por fornecer uma base de dados histórica de mais de 50 anos, permitindo a observação e análise de transformações ambientais ao longo de décadas (Mahdianpari *et al.*, 2020; Shinkarenkoa e Bartalev, 2023). A combinação de SR e medições de campo, analisadas dentro de uma plataforma de SIG, se mostra vantajosa (Dahdouh-Guebas *et al.*, 2005; Satyanarayana *et al.*, 2001). Além de possibilitar análises nas dinâmicas dos ambientes, ferramentas de SR contribuem também para estudos relacionados à pesca (Klemas, 2013), embora, boa parte dos estudos são voltados para aumento da eficiência das atividades pesqueiras com o uso de técnicas de SR (*e.g.* Laurs *et al.*, 1984; Castillo *et al.*, 1996; Stretta, 1991; Dagorn *et al.*, 1997; Santos, 2000; Carr, 2001;

Zainuddin *et al.*, 2006).

No contexto do Complexo Estuarino do Rio Formoso (CERF), localizado no estado de Pernambuco, as análises da bacia hidrográfica revelam a importância de compreender as conexões ecológicas entre o ambiente terrestre e aquático. Estuários são áreas críticas para a dinâmica de nutrientes, sendo zonas de transição onde rios encontram o mar, formando ecossistemas altamente dinâmicos que sustentam serviços ecossistêmicos, assim como seu papel crucial na adaptação e mitigação das mudanças climáticas (Dahdouh-Guebas *et al.*, 2020; Turschwell *et al.*, 2020). Além disso, atuam como sumidouros de carbono eficientes, proporcionando vários outros benefícios (Friess *et al.*, 2020), como proteção costeira (Menéndez *et al.*, 2020), habitat de berçário, abrigo para várias espécies e melhoria da qualidade da água (Himes-Cornell *et al.*, 2018). O Rio Formoso é uma região onde as atividades socioeconômicas estão intimamente ligadas ao território, moldando a cultura e a identidade das populações locais. A complexidade desses ecossistemas exige a utilização de ferramentas avançadas de análise da paisagem, capazes de avaliar as transições no uso e ocupação do solo e seus impactos na biodiversidade e na economia local.

Uma das principais atividades da região é a pesca artesanal, que ocorre em áreas de manguezais, rios e canais do estuário ao longo de séculos, sendo não apenas uma atividade econômica, mas um componente fundamental da identidade territorial e cultural das comunidades tradicionais (Silva, 2014). Esses territórios são fortemente influenciados pela qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos e terrestres, e pela forma como alterações no uso do solo na bacia hidrográfica afetam essas condições. Mudanças no uso do solo, principalmente relacionada à expansão descontrolada de áreas urbanas, têm um impacto direto sobre a sustentabilidade da pesca e sobre a conservação das paisagens costeiras, que são essenciais para a manutenção desses modos de vida das comunidades (Moschetto *et al.*, 2021).

Dentro desse território ocorre um tipo de pesca de cerco conhecida como camboa. Apesar das suas particularidades, essa estratégia é tradicional e amplamente utilizada em áreas costeiras ao longo do mundo (França, 2015; Ott, 1944; Silva, 2006; Lucena *et al.*, 2013; Lima, 2010; Maneschy, 1993; Fidellis, 2013; Araújo, 2012; Tavares, *et al.*, 2005; Brabo 2006; Paiva e Nomura, 1965; Nascimento *et al.*, 2016; Piorski *et al.*, 2009; Mendonça *et al.*, 2011; Ramos *et al.*, 1980; Radzewsky, 1976; Barroso e Fabiano, 1995; Giglio e Freitas, 2013; Souza, 2018), onde comunidades locais constroem armadilhas com estacas e redes para capturar peixes em áreas costeiras rasas, aproveitando o movimento das marés (Lowry *et al.*, 2007).

Esse método de pesca está profundamente enraizado na cultura e na subsistência de populações litorâneas do norte a sul do Brasil, mas depende de uma complexa interação de fatores socioeconômicos, ambientais, temporais e espaciais. Aspectos como o conhecimento tradicional, a

disponibilidade de recursos naturais e as características ambientais, como a variação das marés e as condições climáticas, desempenham papéis essenciais na eficiência e na sustentabilidade da atividade em questão. Mudanças sazonais e variações espaciais, como alteração das funções ecossistêmicas, afetam os recursos disponíveis (Poudyal et al., 2011; Portman et al., 2011), exigindo que as comunidades pesqueiras ajustem suas práticas para lidar com esses desafios.

A compreensão dos processos ecológicos e socioeconômicos em áreas estuarinas requer uma abordagem que integre o uso de tecnologias de análise de paisagem com o reconhecimento da importância cultural e ecológica desses territórios. Estudos de séries históricas de dados são essenciais para identificar tendências, avaliar mudanças ao longo do tempo e fornecer uma base sólida para compreender as dinâmicas envolvidas nos processos locais, prever cenários futuros, contribuir para tomadas de decisões de planejamento, gestão de recursos e desenvolvimento sustentável. Isso permite a criação de estratégias de gestão territorial que promovam a conservação dos recursos naturais e o fortalecimento das comunidades pesqueiras vulneráveis, que dependem da integridade dos ecossistemas.

1.1 Justificativa do estudo

Diante desse contexto, a presente pesquisa visa preencher uma lacuna ao delimitar a área da caracterizar a BHRF e caracterizar a dinâmica de uso e ocupação do solo, identificando os possíveis conflitos territoriais e seus impactos ambientais e nas comunidades pesqueiras tradicionais. A pesca artesanal desempenha um papel fundamental nas comunidades estuarinas, especialmente no ERF, onde a pesca de camboa representa uma importante atividade econômica e cultural. No entanto, o território tem sofrido mudanças significativas ao longo dos anos, impulsionadas por fatores como o crescimento urbano, a especulação imobiliária e a intensificação das atividades turísticas. Essas alterações no uso e ocupação do solo têm provocado impactos consideráveis nos ecossistemas locais, incluindo manguezais, corpos d'água e zonas de pesca, o que pode influenciar diretamente a produtividade pesqueira.

A análise espaço-temporal do esforço (tamanho das camboas em metros), captura e CPUE da pesca de camboa entre os anos de 2000 e 2023, aliada à aplicação de modelos estatísticos, permite avaliar a influência de fatores com potencial influência sobre o desempenho da atividade em questão. Dessa forma, o estudo não só contribui para uma melhor compreensão das interações entre o meio ambiente e a pesca, mas também oferece subsídios para a gestão sustentável do território pesqueiro e seu entorno, além de gerar subsídios que fortaleçam medidas adequadas de gestão, visando a conservação dos recursos pesqueiros e modos tradicionais de subsistência.

1.2 Objetivo geral

Caracterizar a zona de influência do território pesqueiro do Estuário do Rio Formoso (ERF) sob a ótica da ecologia da paisagem e analisar a dinâmica da pesca de camboa entre 2000 e 2023, considerando a variabilidade espacial e temporal da atividade e sua relação com os fatores ambientais do estuário.

1.3 Objetivos específicos

- Delimitar e classificar a Bacia Hidrográfica do Estuário do Rio Formoso (BHERF);
- Caracterizar o uso e ocupação do solo na BHERF, avaliando as mudanças temporais e identificar possíveis conflitos e ameaças aos territórios pesqueiros;
- Caracterizar a pesca de camboa em termos de estrutura, dinâmica e distribuição;
- Mapear locais históricos de ocorrência das camboas e interpolar dados de esforço, captura e CPUE no três principais rios do complexo;
- Analisar a dinâmica sazonal e interanual da pesca, através de dados de esforço, captura e CPUE;
- Avaliar a relação entre a pesca de camboa e a variabilidade ambiental e da dinâmica pesqueira no estuário usando modelos estatísticos.

1.4 Estrutura da dissertação

Os resultados da dissertação estão apresentados em dois capítulos. No capítulo I, intitulado “Caracterização do território pesqueiro e área de influência do Estuário do Rio Formoso”, foram usados dados espaciais para delimitar e caracterizar a região de influência da nossa área de estudo, através do uso de *softwares* de geoprocessamento e programação. No capítulo II “Caracterização e análise espaço-temporal da pesca de Camboa do Estuário do Rio Formoso”, realizamos uma caracterização minuciosa da arte de pesca em questão, seguida da espacialização e análise de dados históricos de esforço, captura e CPUE, permitindo uma compreensão abrangente da dinâmica pesqueira ao longo do tempo e do espaço.

CAPÍTULO 1
CARACTERIZAÇÃO DO TERRITÓRIO PESQUEIRO E
ÁREA DE INFLUÊNCIA DO ESTUÁRIO DO RIO
FORMOSO

1. INTRODUÇÃO

Durante anos, ações antrópicas têm gerado grandes impactos nos ecossistemas através da fragmentação das áreas com cobertura florestal e do intenso processo de ocupação, substituindo áreas naturais por diversos tipos de uso do solo (Matsushita *et al.*, 2006). Este processo influencia diretamente na disponibilidade e qualidade dos recursos naturais regionais, além de afetar a biodiversidade em diversas e extensas áreas do planeta (Mendoza *et al.*, 2011). Um método amplamente utilizado para compreender essas alterações é através da quantificação das estruturas da paisagem, que pode ser realizada a partir de mapas categóricos, comumente denominados métricas da paisagem (Pang *et al.*, 2010; Zaragozí *et al.*, 2012).

O sensoriamento remoto fornece dados importantes sobre as características ambientais e se tornou uma ferramenta efetiva para o monitoramento da paisagem e alterações espaço-temporais no uso do solo (Gao *et al.*, 2001; Lopes *et al.*, 2010). Para isso, são aplicados índices que descrevem o nível de uniformidade ou fragmentação espacial de uma paisagem (McGarigal *et al.*, 1995). O cálculo desses índices pode ser realizado a partir de métricas de área, forma, borda, área do núcleo, proximidade, isolamento, contraste, contágio e diversidade, entre outros (McGarigal *et al.*, 1995). Diversos estudos utilizam essas métricas para inúmeras finalidades (*e.g.* Raines, 2002; Southworth *et al.*, 2004; Liu *et al.*, 2009; Midha e Mathur, 2010; Pang *et al.*, 2010; Pham *et al.*, 2011), incluindo mudança de uso e ocupação de solo em bacias hidrográficas (*e.g.* Coelho *et al.*, 2014).

Atualmente, tem-se observado uma crescente utilização de tecnologias geoespaciais em diversos domínios do conhecimento. Estas tecnologias desempenham um papel fundamental, se mostrado muito eficientes no monitoramento das mudanças na cobertura vegetal e no uso da terra (Ferreira e Pasa, 2015; Sousa *et al.*, 2016; Weckmülle e Vicens, 2018; Leite *et al.*, 2018), na gestão dos recursos hídricos (Lima *et al.*, 2017), bem como na fiscalização e no acompanhamento de atividades econômicas.

As bacias hidrográficas vêm sendo adotadas como áreas preferenciais para o planejamento e gestão dos recursos hídricos, sendo que, a partir de 1980, a modernização dos modelos de gestão da água passou a incorporar o conceito de sustentabilidade, fazendo com que a gestão ambiental e da água tivessem sua importância reforçada nas políticas públicas de desenvolvimento de numerosos países (Magalhães, 2007). Rasmusson e Carpenter (1983) definem bacia hidrográfica como toda a área geográfica que drena água, sedimentos e materiais em solução para um ponto comum, em todo o curso de água ou rio. Botelho e Silva (2004) consideram as bacias hidrográficas como unidades de análise e planejamento ambiental, sendo possível avaliar as ações humanas sobre o ambiente de forma integrada. A delimitação dos

divisores de água de uma bacia hidrográfica é considerada importante para estudos ligados à sua modelagem hidrológica e ambiental (Ribeiro *et al.*, 2008) e representa a primeira etapa para sua representação geoespacial (Seyler *et al.*, 2009).

O Projeto Mapbiomas é uma iniciativa que visa contribuir para o entendimento da dinâmica do uso do solo no Brasil e em outros países tropicais, tendo como base o desenvolvimento e implementação de uma metodologia rápida, confiável e de baixo custo para gerar mapas anuais de cobertura e uso do solo do Brasil a partir de 1985 (Rosa *et al.*, 2019). Foi originalmente projetado para realizar estimativas de emissões de gases de efeito estufa relacionadas às mudanças de uso/cobertura da terra no Brasil. Com o aprimoramento, outras funções surgiram como um mapeamento das transições de uso e cobertura da terra, monitoramento da expansão da agricultura e pastagens, quantificação de perdas e ganhos brutos e líquidos de cobertura florestal, planejamento espacial regional, dentre outros (Rosa *et al.*, 2019).

O uso da terra é definido como um conjunto de práticas e atividades desenvolvidas pelos seres humanos, com o objetivo de se obter benefício por meio da manipulação dos recursos biológicos e físicos disponíveis no território, a cobertura da terra, por sua vez, refere-se ao estado biofísico da superfície, ou seja, se refere diretamente a camada que recobre a terra (Turner *et al.*, 1995; Lambin e Geist, 2003). Os dados referentes ao uso da terra são necessários para uma boa análise de processos e conflitos ambientais, que nos permite analisar a situação e propor medidas para melhorar as condições e padrões de vida das comunidades (Raju, Hedge e Hedge, 2018).

A detecção de mudanças de uso da terra é uma ferramenta amplamente empregada para analisar os efeitos do desenvolvimento de atividades humanas e seus impactos sobre os recursos naturais. Ela auxilia na compreensão da dinâmica espaço-temporal dessas atividades e colabora com o planejamento adequado à realidade local e aos recursos disponíveis (Shivpuje *et al.*, 2016). Na análise das mudanças no uso e na cobertura do solo, é importante conceituar a mudança como alterações quantitativas na extensão areal de um tipo de uso ou cobertura do solo (Briassoulis, 2000). A detecção e medição dessas mudanças dependem da escala espacial, com maior detalhamento permitindo identificar mudanças maiores (Turner *et al.*, 1995). Em relação à cobertura do solo, distingue-se entre conversão, que envolve a mudança de um tipo de cobertura para outro, e modificação, que altera a estrutura ou função sem uma mudança completa de tipo, como alterações na produtividade ou na fenologia (Skole, 1994). As mudanças na cobertura do solo podem ser causadas por processos naturais, mas a maioria é resultante de ações humanas, como a utilização da terra para produção ou assentamento (Turner *et al.*, 1995). Já o uso da terra altera a cobertura de três maneiras: conversão, modificação ou manutenção contra agentes naturais de mudança (Meyer e Turner, 1996).

Compreender as transições de uso e cobertura da terra é crucial, uma vez que a depender da

escala, podem trazer consequências locais, como alteração da qualidade da água, ou regionais, como alteração do ciclo de carbono e mudanças climáticas, ambos gerando e potencializando impactos socioeconômicos (Chhabra *et al.*, 2006). Ao compreender esses processos, observamos que os diferentes impactos interagem de maneira complexa, podendo se sobrepor e reforçar uns aos outros, gerando efeitos negativos multidirecionais nos ecossistemas, na sociedade e na economia. No entanto, é importante considerar que nem todos esses impactos são necessariamente irreversíveis (Chhabra *et al.*, 2006).

Ultimamente a compreensão dos padrões de uso da terra e mudanças na cobertura da terra aumentou significativamente, facilitado em parte pelo aumento da conscientização sobre o tema e pelo aumento das tecnologias de sensoriamento remoto, que permitiu a execução de estudos direcionados à compreensão da natureza da transição. Esses estudos fizeram avanços significativos para aprofundar a compreensão dos impulsionadores socioeconômicos, bem como a relação e os impactos nos sistemas naturais e humanos (Mustard *et al.*, 2012).

Neste capítulo, o objetivo foi delimitar a BHERF e usá-la como unidade territorial de análise, buscando entender como os padrões de uso do solo, atividades antropogênicas e características ambientais se transformaram nas últimas décadas. A região historicamente é utilizada para diversas finalidades, como cultivo de cana-de-açúcar, e têm passado por intenso desenvolvimento urbano e turístico desde meados dos anos 1990 e início dos anos 2000, com intensificação recente tendo como alvo principal a região da Praia de Carneiros na região da Foz do estuário (Santos, 2002). Apesar de esforços de planejamento de uso, como o Zoneamento Ambiental e Territorial das Atividades Náuticas (ZATAN) e a proposta de criação de uma Reserva Extrativista (RESEX do Rio Formoso) em curso, conflitos ainda persistem e são relatados pelas comunidades locais.

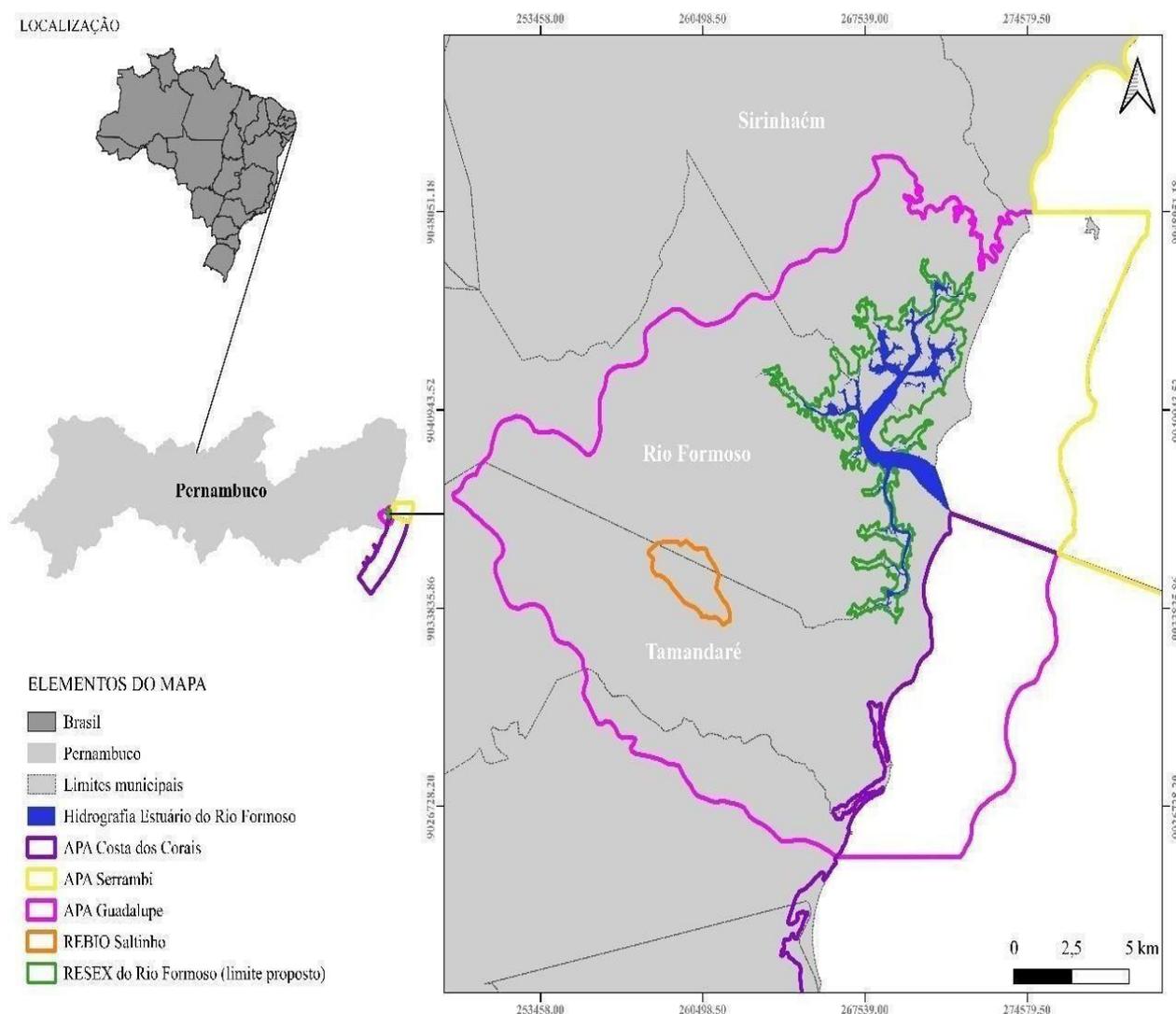
2. METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

O Estuário do Rio Formoso (ERF) (Figura 1) está situado na Área de Proteção Ambiental de Guadalupe (APAG), que compreende os municípios de Sirinhaém, Tamandaré, Barreiros e Rio Formoso, situados no litoral sul do estado de Pernambuco, Brasil. O clima da região é o tropical chuvoso (quente e úmido) do tipo As', segundo a escala de Köppen (Moura, 1991). A precipitação anual atinge a faixa de 2000 mm devido às chuvas de monção (Lima, 2001). A APAG foi estabelecida com o propósito de mitigar conflitos socioambientais que envolvem, sobretudo, questões como turismo desordenado, sobrepesca, a carcinicultura e poluição agrícola, principalmente proveniente da produção de cana-de-açúcar (Santos, 2002). Segundo a Agência Estadual de Meio Ambiente de Pernambuco (CPRH) o território abrange uma área de

aproximadamente 2.724 hectares dentro da APAG, e é constituído por três rios principais, sendo: Rio Formoso (RF), Rio dos Passos (RP) e Rio Ariquindá (RA) (CPRH, 1998).

Figura 1 – Representação da área de estudo com a hidrografia principal do estuário em azul, e as delimitações das Unidades de Conservação Área de Proteção Ambiental (APA) Costa dos corais (polígono roxo), APA Serrambi (polígono amarelo), APA Guadalupe (polígono rosa), Reserva Biológica (REBIO) de Saltinho (polígono laranja) e o limite proposto de criação da Reserva Extrativista (RESEX) do Rio Formoso (polígono verde).



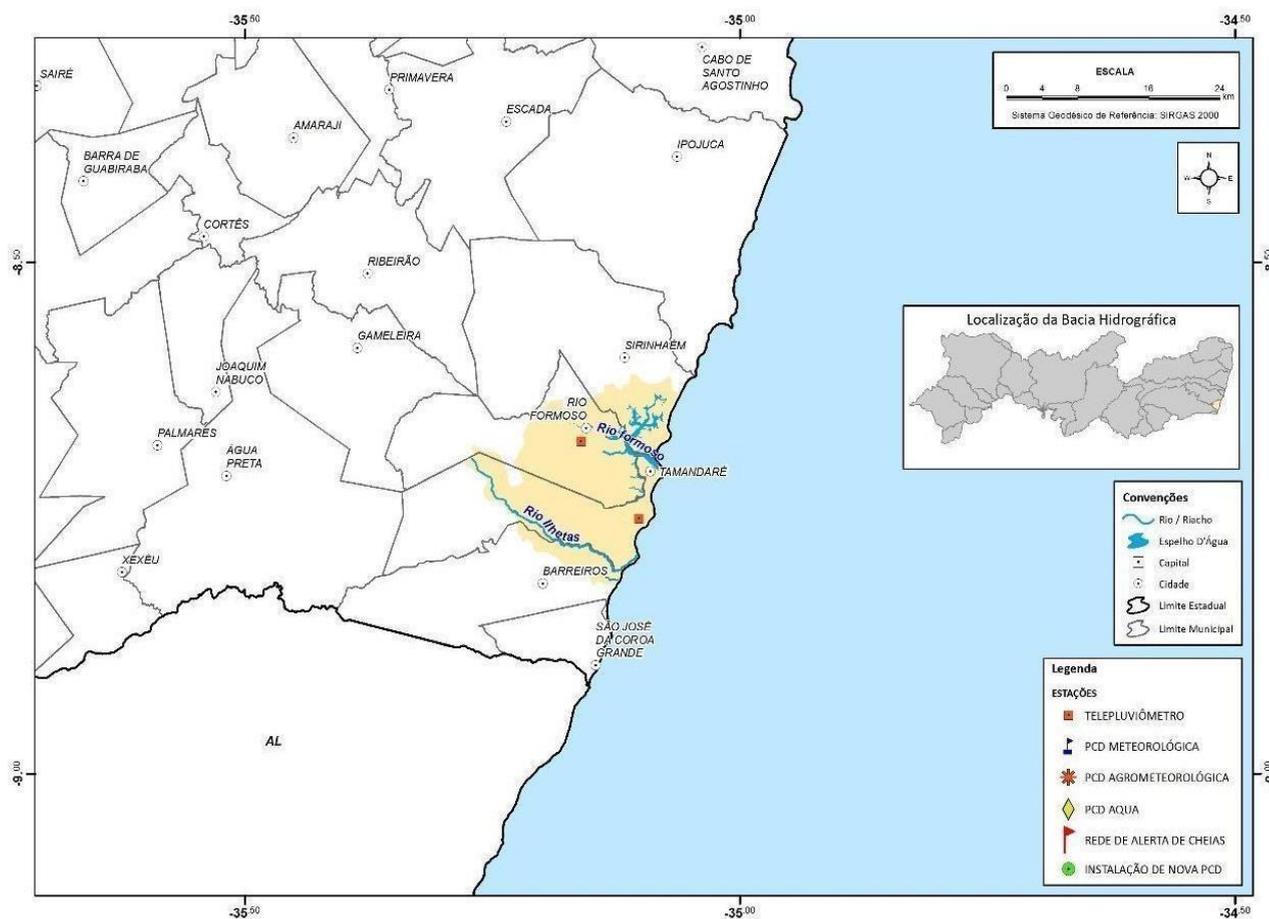
Fonte: O autor (2024)

O estuário é cercado por outras Unidades de conservação (Ucs), tais como: Reserva Biológica (REBIO) de Saltinho, APA Serrambi, e atualmente encontra-se em andamento o processo de criação da Reserva extrativista (RESEX) do Rio Formoso, que visa assegurar a preservação do território e a continuidade da subsistência das comunidades tradicionais locais. Esta área se insere também no sítio do Programa Ecológico de Longa Duração Tamandaré Sustentável - PELD TAMS (CNPQ/FACEPE).

O Plano Estadual de Recursos Hídricos de 1998, que estabeleceu a Divisão Hidrográfica

Estadual, dividiu Pernambuco em 29 Unidades de Planejamento (UPs), composta por 13 Bacias Hidrográficas, 06 Grupos de Bacias de Pequenos Rios Litorâneos (GL1 a GL6), 09 Grupos de Bacias de Pequenos Rios Interiores (GL1 a GL9) e uma bacia de pequenos rios que compõem a rede de drenagem do arquipélago de Fernando de Noronha (CONDEPE/FIDEM, 2006). O ERF está localizado na UP17, que corresponde ao grupo de bacias de pequenos rios litorâneos 4 - GL4 e está localizada no litoral sul do Estado de Pernambuco (08°37' 10" e 08° 50' 39" S; 35° 03' 23" e 35° 17' 45" O). O grupo limita-se ao norte com a bacia do rio Sirinhaém (UP4), ao sul com a bacia do rio Una (UP5), a leste com o Oceano Atlântico e, a oeste, com as bacias dos rios Sirinhaém e Una (CONDEPE/FIDEM, 2006). No entanto, de acordo com as informações da Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC), o Rio Ilhetas é listado como parte da GL4 (Figura 2), o que motivou a realização de uma análise mais minuciosa, para determinar com precisão qual bacia realmente influencia o ERF.

Figura 2 – Representação da Unidade de Planejamento Hídrico (UP17) da área de interesse. A área em amarelo refere-se ao grupo de bacias de pequenos rios litorâneos 4 (GL4) .



Fonte: Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC)

2.2 Delimitação da Bacia Hidrográfica do Estuário do Rio Formoso

Primeiramente, foi feita a delimitação das áreas de drenagem utilizando um Modelo Digital de

Elevação (MDE), elaborado utilizando da ferramenta *OpenTopography* no software QGIS (QGIS Development Team, 2024). Para isso, foi utilizada uma imagem de satélite da área de interesse com 30 metros de resolução, obtida no dia 18 de julho de 2024, proveniente do Programa *Copernicus* adquiridos durante a Missão TanDEM-X, financiada por parceria público-privada entre o Estado Alemão, representado pelo Centro Aeroespacial Alemão (DLR) e a *Airbus Defence and Space* (European Space Agency, 2021). A imagem foi reprojeta para o SRC SIRGAS 2000 / UTM zone 25S, e a delimitação e o cálculo de área da bacia hidrográfica foram obtidos através da ferramenta *r.watershed*, com o plugin do *Geographic Resources Analysis Support System* ou *GRASS GIS* (GRASS Development Team, 2024), também no *software* QGIS (Rocchini et al., 2013; Radinger et al., 2014; Dobrowski et al., 2009; Andreo et al., 2015).

2.3 Uso e Ocupação do Solo

Foram adotados os limites da BHERF como critério geográfico para desenvolvimento de Mapas de Uso e Ocupação do Solo, também no software QGIS. Foram utilizadas bases cartográficas disponíveis na internet, provenientes de instituições como o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) e dados históricos de cobertura do solo disponibilizados pelo projeto Mapbiomas para os anos de 1990, 2000, 2010 e 2022. Os dados de sensoriamento remoto do Mapbiomas inclui a aquisição de dados de *Thematic Mapper* (TM), *Enhanced Thematic Mapper Plus* (ETM+) e *Operational Land Imager* (OLI), *Landsat sensors, on board Landsat 5, Landsat 7 e Landsat 8*. Para construção dos mosaicos, é aplicado o algoritmo *Temporal Dark Outlier Mask* (TDOM) para áreas de nuvens e sombras, com processamento no *Google Earth Engine* (Souza et al., 2020). Após a construção e a análise preliminar pixel a pixel, os dados são classificados utilizando um algoritmo e, em seguida, um filtro foi utilizado como o objetivo de eliminar efeitos de borda, pixels isolados e transições inviáveis, aplicando regras de vizinhança e temporalidade. A classificação resultante é revisada por grupos específicos dedicados aos biomas, onde são avaliados por pelo menos três intérpretes independentes (Souza et al., 2020).

Após selecionar a área, o ano e feições de interesse, é gerado um arquivo raster contendo informações de tipo de uso. Para garantir a compatibilidade entre as diferentes fontes de dados, foram realizados ajustes de projeção e transformações de sistemas de coordenadas, adotado o SIRGAS 2000/UTM zone 25S como padrão. Os dados raster obtidos através do plugin do Mapbiomas foram recortados utilizando os limites da BHERF, permitindo a análise detalhada da dimensão de cada feição e seu desenvolvimento ao longo dos anos. Para o cálculo da área de cada categoria de uso do solo, foi utilizada a ferramenta *r.report*, disponível no plugin GRASS (QGIS). Ajustes foram feitos nas cores e rótulos das legendas do Mapbiomas, facilitando a visualização e

compreensão dos dados, preservando, contudo, o conteúdo original das informações

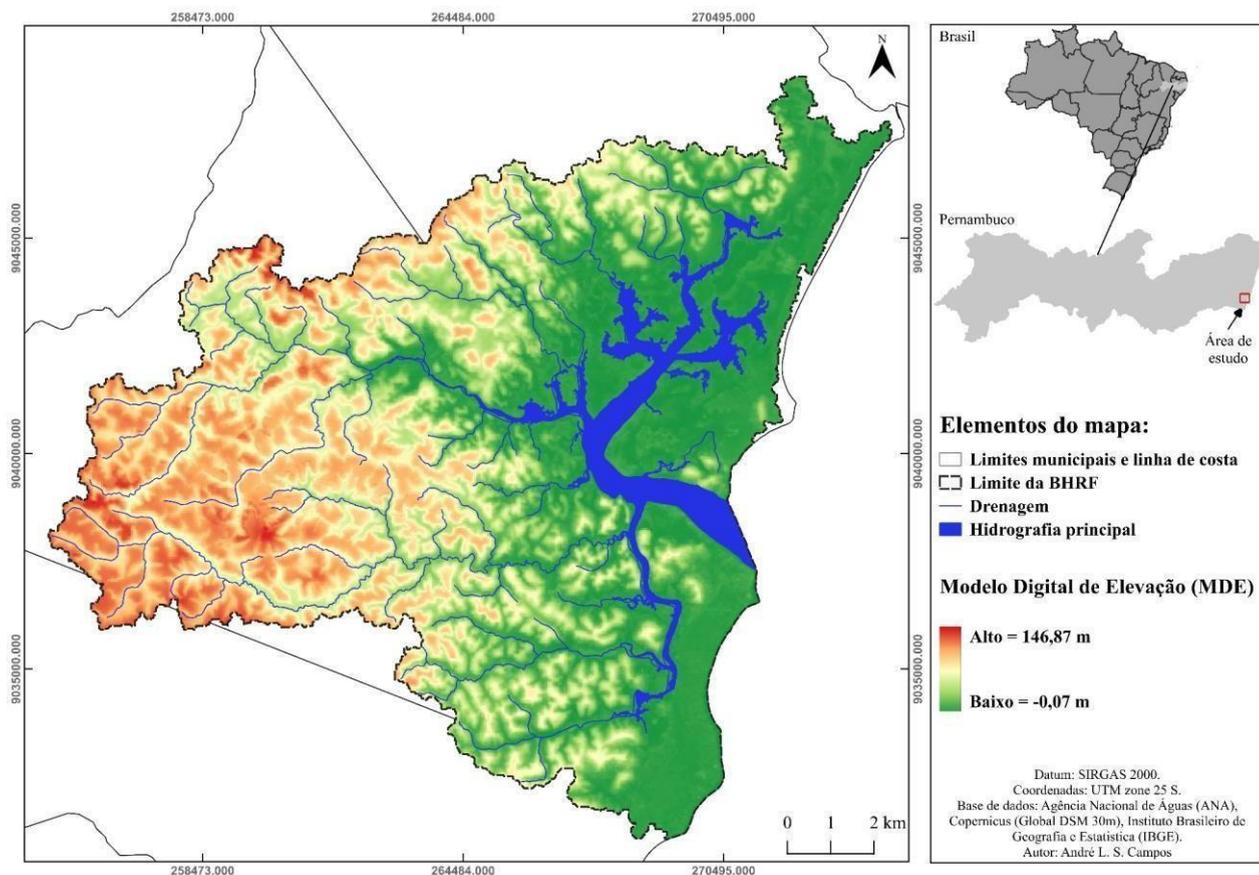
Os dados raster referentes ao uso e cobertura do solo para os anos de 1990 e 2022 foram processados no *software* Rstudio. Com auxílio dos pacotes *raster* (Hijmans *et al.*, 2024), *dplyr* (Wickham *et al.*, 2023) e *networkD3* (Allaire *et al.*, 2017), foi gerado um diagrama de *Sankey* (Sankey, 1898), que ilustra o fluxo de transformação entre as diferentes categorias de uso, onde a largura das linhas representa a taxa de fluxo, tem sido utilizado para representar as mudanças no uso e cobertura da terra (Cuba, 2015). Através dos pacotes *raster* e *sf* (Pebesma, 2018; Pebesma e Bivand, 2023), foi gerado um terceiro arquivo raster, representando as áreas de alteração e as áreas de persistência das categorias de uso do solo. Além disso, foi criada uma tabela de transições, que quantifica e descreve em porcentagens as conversões entre as categorias de uso e cobertura, permitindo uma análise detalhada da dinâmica espacial e temporal da paisagem estudada.

3. RESULTADOS

3.1 Bacia hidrográfica do Estuário do Rio Formoso

A delimitação da área estudada revelou que a Bacia Hidrográfica do Estuário do Rio Formoso (BHERF), possui uma área de 175,25 km², abrangendo parte dos municípios de Tamandaré ao sul, Sirinhaém ao norte, e Rio Formoso a oeste (Figura 3). As características topográficas distintas dentro da área como uma porção mais alta do território, situada na região oeste, atingindo altitudes de 146 metros, enquanto algumas áreas próximas ao manguezal, localizadas mais ao leste, encontram-se abaixo do nível do mar, com altitudes atingindo -0,07 metros. O modelo detalhou a complexa rede de drenagem da BHERF, com as áreas de drenagem e hidrografia principal do estuário destacadas em azul na Figura 3.

Figura 3 – Representação dos limites (polígono pontilhado), áreas de drenagem (linhas azuis), hidrografia principal (polígono azul) e Modelo Digital de Elevação (MDE) mostrando a variação da altimetria local.



Fonte: O autor (2024).

A precisão dos dados altimétricos utilizados, oriundos da missão *TanDEM-X* e do programa Copernicus, assegurou a qualidade das análises realizadas. Estes dados foram integrados e processados no ambiente QGIS, utilizando-se ferramentas avançadas de geoprocessamento para garantir a compatibilidade e a exatidão dos resultados. A delimitação e caracterização do Uso e Ocupação do Solo na BHERF ao longo das últimas três décadas revelou mudanças significativas no uso da terra. Foram gerados mapas para os anos de 1990, 2000, 2010 e 2022, que permitiram uma visão detalhada das transformações ocorridas na região, onde foram identificadas 10 (dez) feições, e suas definições foram baseadas na nomenclatura utilizada pelo Mapbiomas (2020):

- Manguezal: Formações florestais, densas, sempre-verdes, frequentemente inundadas pela maré e associadas ao ecossistema costeiro de Manguezal.
- Floresta: Floresta Ombrófila Densa, Aberta e Mista e Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Estacional Decidual e Formação Pioneira Arbórea.
- Corpos d'água: Rios, lagos, represas, reservatórios e outros corpos d'água.
- Aquicultura: Área referente a lagos artificiais, onde predominam atividades aquícolas e/ou

de salicultura

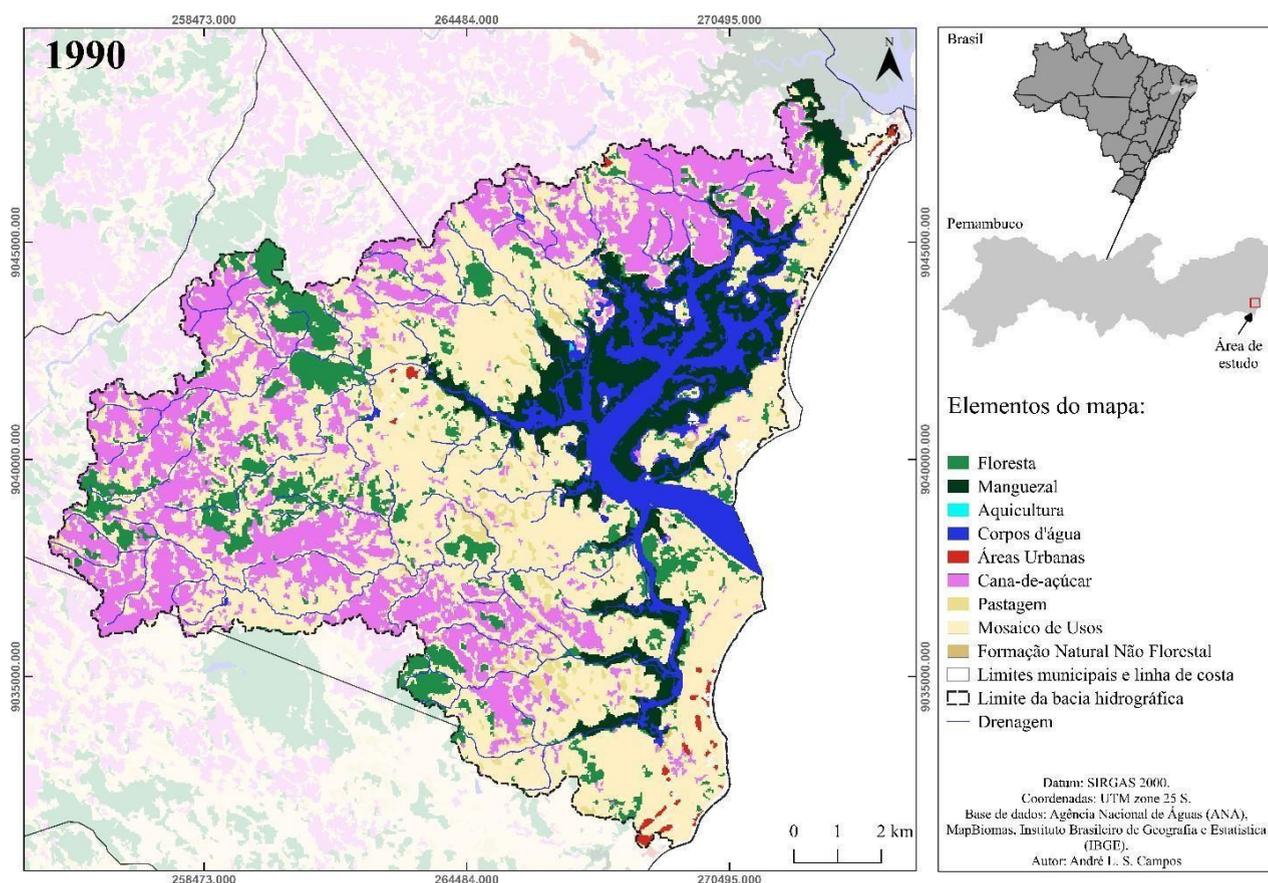
- Áreas Urbanas (Área Não Vegetada): Áreas com significativa densidade de edificações e vias, incluindo áreas livres de construções e infraestrutura.
- Formação Natural Não Florestal: Geralmente, apicuns ou salgados são formações quase sempre desprovidas de vegetação arbórea, associadas a uma zona mais alta, hipersalina e menos inundada do manguezal, em geral na transição entre este e a terra firme
- Cana-de-açúcar (Agropecuária): Áreas cultivadas com a cultura da cana-de-açúcar.
- Pastagem (Agropecuária): Áreas de pastagem predominantemente plantadas, diretamente relacionadas à atividade agropecuária. As áreas de pastagem natural, por sua vez, são predominantemente caracterizadas como formações campestres ou campo alagado, podendo ser submetidas ou não a práticas de pastejo.
- Mosaico de Usos (Agropecuária): Áreas de uso agropecuário onde não foi possível distinguir entre pastagem e agricultura.
- Outros (Não Observado): Pequenas áreas bloqueadas por nuvens, ruído atmosférico, ou com ausência de observação, representando menos de 2% da área total.

3.2 Uso e ocupação do solo

Em 1990 (Figura 4), a cobertura do solo na BHERF era dominada por um mosaico de usos, ocupando aproximadamente 84 km², que são definidas como “Áreas de uso agropecuário onde não foi possível distinguir entre pastagem e agricultura”. A cana-de-açúcar representava uma área de 39 km², enquanto as florestas cobriam cerca de 16 km². Os manguezais ocupavam aproximadamente 16 km², e os corpos d'água totalizavam 13 km². As áreas urbanas e as florestas não florestais eram bastante limitadas, com menos de 1 km² cada.

No ano de 2000 (Anexo A), observou-se uma leve mudança na distribuição das categorias de uso. A área de floresta aumentou para 19 km², enquanto o mosaico de usos reduziu-se para 78 km². A cana-de-açúcar permaneceu estável em 39 km², e os manguezais mantiveram-se em 16 km². Os corpos d'água foram ligeiramente reduzidos para 12 km². As áreas urbanas expandiram para cerca de 4 km², refletindo o crescimento populacional e a urbanização na região.

Figura 4 - Mapa de Uso e Ocupação do Solo da BHERF para o ano de 1990. As categorias de uso identificadas na imagem são: floresta (verde claro), manguezal (verde escuro), aquicultura (azul claro), corpos d'água (azul escuro), áreas urbanas (vermelho), áreas de cultivo de cana-de-açúcar (rosa), pastagem (amarelo escuro), mosaico de usos (amarelo claro) e formações naturais não florestais (bege).

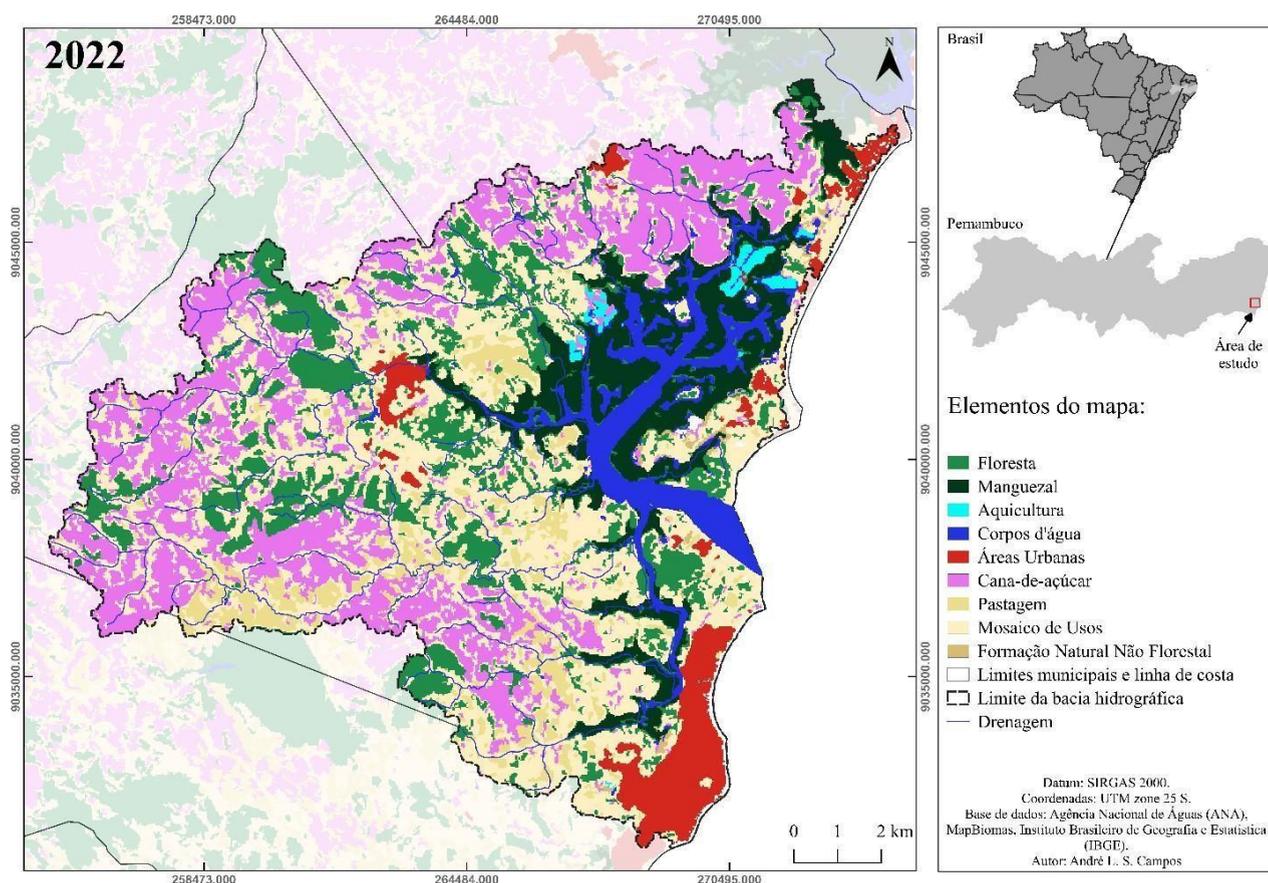


Fonte: O autor (2024).

Em 2010 (Anexo B), verificou-se um aumento significativo nas áreas de floresta, que passaram a ocupar 21 km², e uma redução no mosaico de usos, que caiu para 66 km². A área de cana-de-açúcar manteve-se praticamente constante em 38 km². As áreas de manguezal expandiram-se para 17 km², enquanto os corpos d'água reduziram-se para 11 km². As áreas urbanas aumentaram para 6 km², e a pastagem permaneceu estável em 2 km².

Em 2022 (figura 5), a análise revelou um crescimento contínuo das áreas florestais, atingindo 26 km², enquanto o mosaico de usos reduziu significativamente para 58 km². A área de cana-de-açúcar permaneceu relativamente estável em 38 km². Os manguezais expandiram-se para 18 km², indicando um aumento na conservação ou recuperação dessas áreas. Os corpos d'água diminuíram para 10 km², enquanto as áreas urbanas continuaram a crescer, chegando a 9 km². A pastagem aumentou para 10 km², refletindo uma possível expansão das atividades agropecuárias na região em questão.

Figura 5 - Mapa de Uso e Ocupação do Solo da BHERF para o ano de 2022. As categorias de uso identificadas na imagem são: floresta (verde claro), manguezal (verde escuro), aquicultura (azul claro), corpos d'água (azul escuro), áreas urbanas (vermelho), áreas de cultivo de cana-de-açúcar (rosa), pastagem (amarelo escuro), mosaico de usos (amarelo claro) e formações naturais não florestais (bege)



Fonte: O autor (2024).

Através do processamento dos dados oriundos do Mapbiomas no *software* Rstudio, foram obtidos os fluxos das transições na cobertura e uso do solo em uma área de 175,25 km² ao longo das décadas de 1990, 2000, 2010 e 2022 (Tabela 1). Historicamente, a maior parte do território da BHERF é composta por um mosaico de usos, que segundo o Mapbiomas são “Áreas de uso agropecuário onde não foi possível distinguir entre pastagem e agricultura”, seguido de extensos cultivos de cana-de-açúcar, que ocupam hoje 21,81% da área total da bacia. Observa-se que alguns tipos de uso mantiveram-se relativamente estáveis, enquanto outros passaram por mudanças significativas. O manguezal, por exemplo, aumentou de 16,14 km² (9,21%) em 1990 para 18,07 km² (10,31%) em 2022, evidenciando uma leve expansão, que pode estar relacionada com processos erosivos principalmente na porção mais oeste do RF. Esse fato pode estar relacionado com a redução de corpos d'água, de 13,28 km² (7,58%) em 1990 para 10,27 km² (5,86%) em 2022.

Tabela 1 – Tipos de uso do solo e área total (km²) e porcentagem do território da BHERF para os anos de 1990, 2000, 2010 e 2022.

Tipos de usos	1990		2000		2010		2022	
	km ²	(%)						
Manguezal	16.14	9.21%	16.41	9.36%	17.59	10.04%	18.07	10.31%
Aquicultura	0.01	0.01%	0.52	0.30%	1.04	0.59%	1.17	0.67%
Floresta	16.02	9.14%	19.55	11.16%	21.44	12.23%	26.90	15.35%
Corpos d'água	13.28	7.58%	12.52	7.14%	11.15	6.36%	10.27	5.86%
A. Urbanizada	0.70	0.40%	4.56	2.60%	6.96	3.97%	9.36	5.34%
FN Não Florestal	0.24	0.14%	0.38	0.22%	0.48	0.27%	0.81	0.46%
Cana-de-açúcar	39.06	22.29%	39.13	22.33%	39.34	22.45%	38.23	21.81%
Pastagem	4.24	2.42%	2.67	1.52%	9.20	5.25%	10.43	5.95%
Mosaico de Usos	84.04	47.95%	78.39	44.73%	66.88	38.16%	58.88	33.60%
Outros	1.52	0.87%	1.12	0.64%	1.17	0.67%	1.13	0.64%

Fonte: O autor (2024).

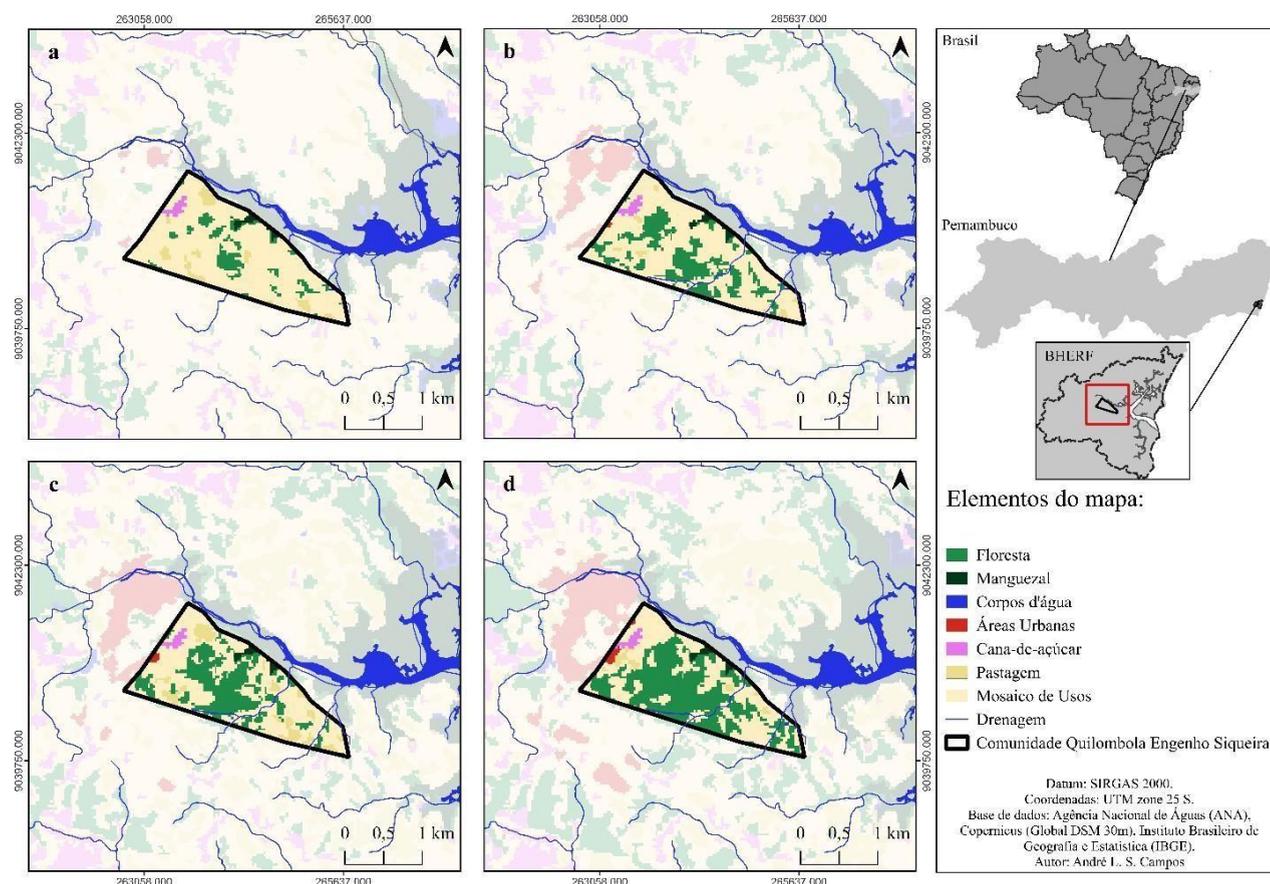
Atividades como a carcinicultura (aquicultura) apresentou um crescimento relativamente expressivo, de 0,01 km² (0,01%) em 1990 para 1,17 km² (0,67%) em 2022, o que indica o estabelecimento e desenvolvimento dessa atividade na região. Essa atividade se estabeleceu próxima ou sobreposta a vegetações nativas (Figuras 4 e 5; Anexos A e B). Áreas de floresta passaram de 16,02 km² (9,14%) em 1990 para 26,90 km² (15,35%) em 2022, mostrando uma recuperação significativa em área, especialmente entre 2000 e 2022, evidenciadas por recuperações pontuais como a expressiva recuperação de vegetação nativa na Comunidade Quilombola do Engenho Siqueira (Figura 6).

As áreas urbanizadas expandiram-se consideravelmente, indo de 0,70 km² (0,40%) em 1990 para 9,36 km² (5,34%) em 2022, refletindo o aumento da ocupação urbana principalmente no município de Tamandaré. A formação natural não florestal (FN Não Florestal) teve uma leve expansão, passando de 0,24 km² (0,14%) em 1990 para 0,81 km² (0,46%) em 2022. No setor agrícola, a cana-de-açúcar permaneceu relativamente estável, com pequenas flutuações entre as décadas, representando cerca de 22% da área total em todas as datas e mostrando que a atividade já está estabelecida há mais de três décadas. A pastagem apresentou um aumento, especialmente entre 2010 e 2022, saindo de 4,24 km² (2,42%) em 1990 para 10,43 km² (5,95%) em 2022, deixando evidente o desenvolvimento da agropecuária como importante atividade econômica local. Por fim, a categoria mosaico de usos reduziu-se de 84,04 km² (47,95%) em 1990 para 58,88 km² (33,60%) em 2022, o que pode refletir a especialização ou intensificação de outros usos na área, ou apenas reclassificação dos dados das imagens de satélite.

Foi observada uma significativa recuperação da vegetação nativa em uma área ocupada pela

Comunidade Quilombola do Engenho Siqueiro, em Rio Formoso (Figura 6). A comunidade tem área total de 3,3 km², passando de 256,9 m² de vegetação nativa em 1990, para 1196 m² em 2022, uma recuperação de 365,4% de vegetação nativa. Essa recuperação indica um processo de regeneração ambiental, possivelmente relacionado à presença e práticas tradicionais sustentáveis da comunidade, que podem estar contribuindo para a preservação e recuperação de ambientes naturais. Esse achado destaca a importância das comunidades tradicionais na conservação ambiental e reflete a conexão entre boas práticas de manejo do território e a saúde dos ecossistemas nativos.

Figura 6 - Mapa de Uso e Ocupação do Solo da região da Comunidade Quilombola do Engenho Siqueira (polígono preto) para os anos de 1990 (a), 2000 (b), 2010 (c) e 2022 (d) . As categorias de uso identificadas na imagem são: floresta (verde claro), manguezal (verde escuro), corpos d'água (azul escuro), áreas urbanas (vermelho), áreas de cultivo de cana-de-açúcar (rosa), pastagem (amarelo escuro), mosaico de usos (amarelo claro).



Fonte: O autor (2024).

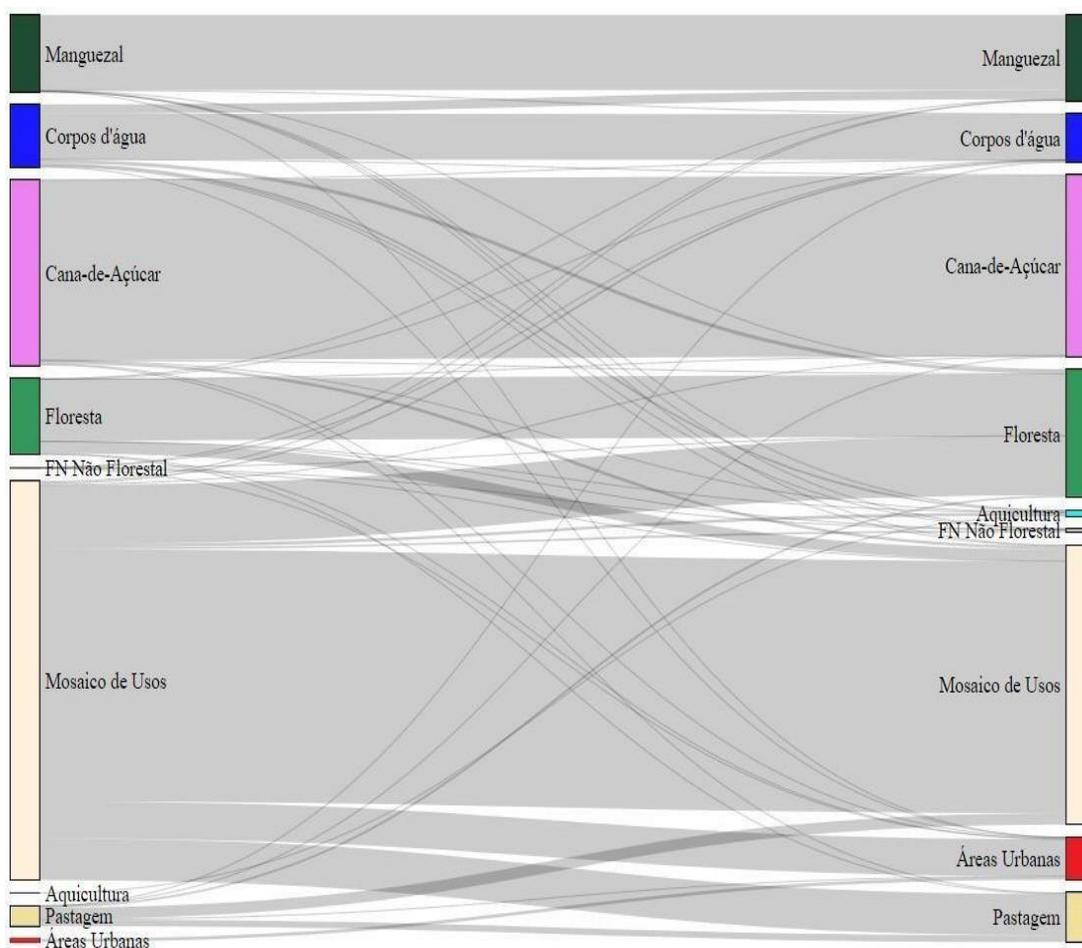
O uso do diagrama de Sankey permitiu uma visualização clara das mudanças e transformações no uso e cobertura do solo ao longo do tempo na BHERF. A partir da análise temporal, foi possível identificar os fluxos de conversão entre diferentes categorias de uso, destacando as principais transições ocorridas no período de estudo (Figura 7). Áreas significativas do mosaico de usos foram transformadas em áreas urbanas (9,3 km²) e pastagem (10%), ao mesmo tempo que 14% de sua área inicial foi reflorestada (Tabela 2).

Tabela 2 – Fluxo de alteração (%) das categorias de uso do solo da BHERF entre 1990 e 2022.

	Manguezal	Aquicultura	Floresta	Corpos d'água	A. Urbanizada	FN Não Florestal	Cana de açúcar	Pastagem	Mosaico de Usos
Manguezal	97.9	0.1	0.9	0.8	0.0	0.1	0.0	0.0	0.2
Aquicultura	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Floresta	0.9	0.5	81.4	0.1	1.2	0.0	0.0	0.6	15.2
Corpos d'água	14.5	3.0	5.7	72.6	0.1	1.6	0.0	0.0	1.7
A. Urbanizada	0.0	0.0	0.0	0.0	98.1	0.0	0.0	0.0	0.0
FN Não Florestal	3.0	0.0	1.8	13.4	3.2	68.4	0.0	0.0	10.2
Cana-de-açúcar	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	97.3	0.6	1.6
Pastagem	0.0	0.0	10.5	0.0	0.5	0.0	0.1	32.3	56.4
Mosaico de Usos	0.2	0.8	14.9	0.5	9.3	0.5	0.3	10.4	63.1

Fonte: O autor (2024).

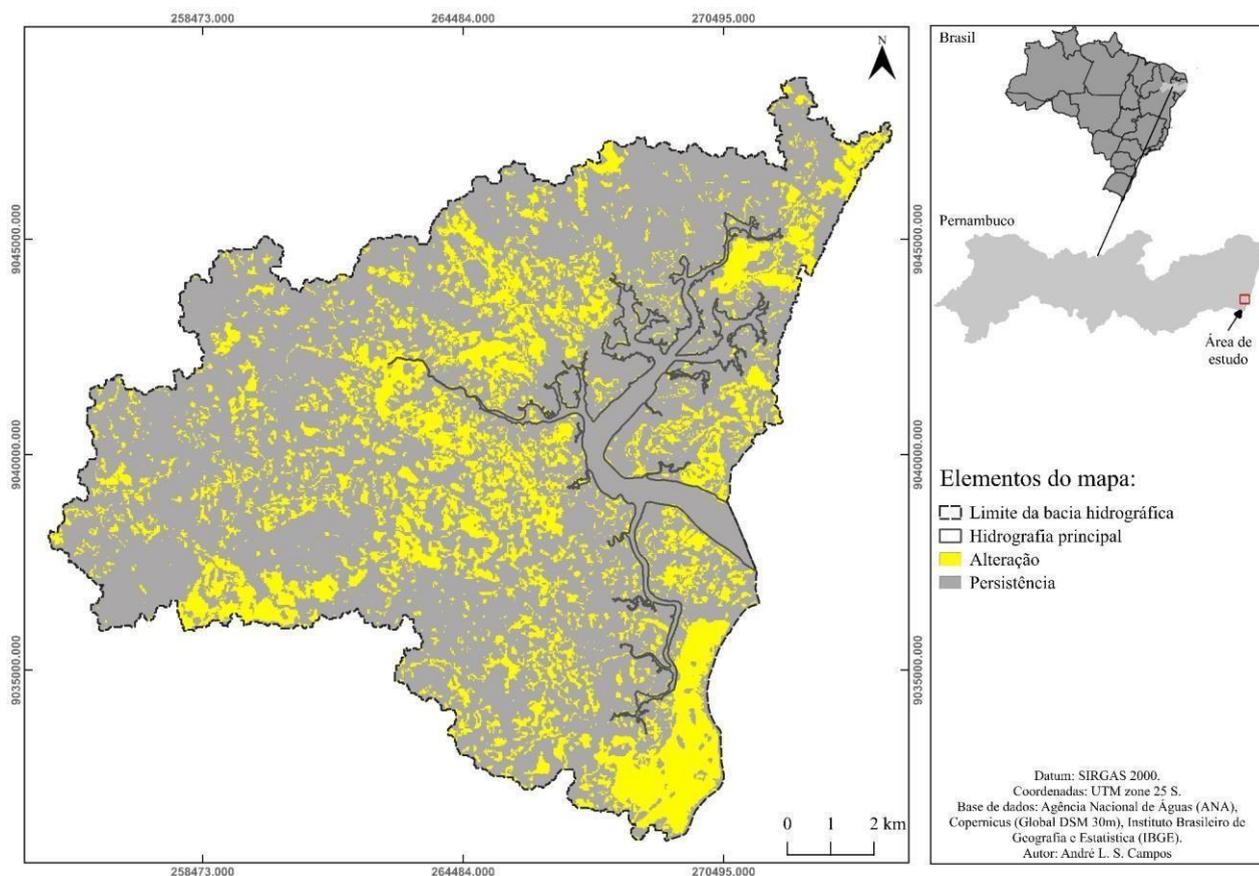
Figura 7 – Diagrama de Sankey mostrando o fluxo de alterações entre os tipos de uso do solo da BHERF dos anos 1990 (esquerda) aos anos 2022 (direita).



Fonte: O autor (2024).

A análise de transição de classes de uso e ocupação do solo entre os anos de 1990 e 2022 revelou mudanças significativas na paisagem (Figura 8). A área total de 132,62 km² (cerca de 75% da área) corresponde a áreas que mantiveram as mesmas classes de uso e ocupação do solo ao longo do período analisado, ou seja, não sofreram alteração significativa. Essas áreas incluem, presumivelmente, zonas mais estáveis do ponto de vista de uso do solo, como áreas históricas de cultivos de cana-de-açúcar ou regiões urbanas consolidadas. Por outro lado, 42,63 km², cerca de 24,32% da área da BHERF, apresentaram mudanças nas classes de uso do solo, indicando transformações importantes no território ao longo do tempo. Essas mudanças refletem processos de urbanização, conversão de áreas naturais para atividades agrícolas ou de pecuária, ou mesmo processos de recuperação ambiental, como o crescimento de vegetação secundária.

Figura 8 – Dinâmica de transição de cobertura e uso da terra para o período entre 1990 e 2022. As áreas em amarelo representam os locais onde houveram alterações, e o cinza lugares que não alteraram seu uso.



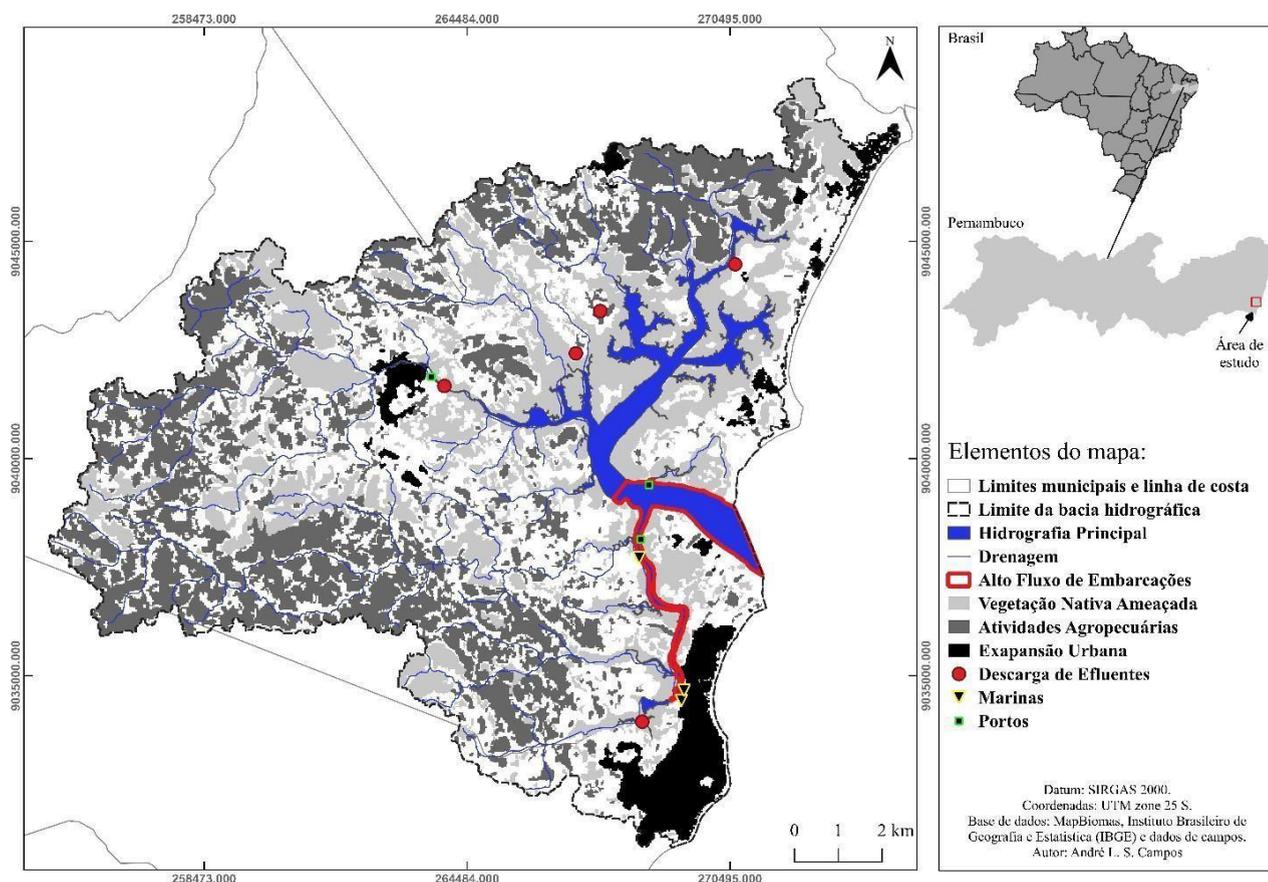
Fonte: O autor (2024).

As informações de uso e ocupação do solo combinadas com os dados de campo permitiu a elaboração de um mapa de impactos ambientais, que destaca as pressões e conflitos de uso do território na área de estudo (Figura 9). O mapa revela uma sobreposição de atividades agropecuárias, com predomínio do cultivo de cana-de-açúcar, com áreas de drenagem, o que potencializa o risco de contaminação dos cursos d'água por fertilizantes e defensivos agrícolas, afetando a qualidade da

água e os ecossistemas aquáticos.]

Também foram identificadas zonas de descarga de efluentes domésticos nos rios RA e RF, e das carciniculturas nos rios RF e RP. Essas atividades, localizadas em áreas próximas às margens de rios e estuários, representam um risco significativo para a qualidade da água e a saúde dos ecossistemas aquáticos, aumentando a eutrofização.

Figura 9 – Mapa de impactos da BHERF evidenciando feições como a malha urbana (preto), atividades agropecuárias (cinza) e áreas de vegetação nativa (cinza claro). Foram mapeados também regiões de despejo de efluentes (pontos vermelhos); marinas (triângulos), portos (quadrados) e a região com maior fluxo de embarcação delimitada pela linha vermelha, situada no Rio Ariquindá (RA) até a foz do Rio Formoso (RF).



Fonte: O autor (2024).

Adicionalmente, o mapa evidencia áreas de intenso fluxo de embarcações, coincidindo com locais de instalação de marinas e portos tradicionais da comunidade, que geram pressão constante sobre os habitats costeiros. Segundo levantamento de dados da marinha, existem cerca de 413 embarcações, entre lanchas e motos aquáticas, cadastradas nas marinas dos três municípios que compõem o ERF, concentradas em áreas ambientalmente sensíveis, como as margens do RA e a praia de Tamandaré (SEMAS/PE, 2021). O aumento do tráfego de embarcações, associado ao turismo e ao transporte, contribui para a degradação de manguezais e a erosão costeira, além de elevar o risco de acidentes, como vazamentos de combustíveis e óleos. Outro aspecto preocupante identificado foi a expansão urbana acelerada, fortemente associada à especulação imobiliária e à

crescente pressão demográfica. Novas áreas urbanizadas estão avançando sobre um território ecologicamente sensível, como zonas de manguezais e áreas de preservação permanente (APPs), resultando em perda de biodiversidade e fragmentação de habitats.

A identificação e espacialização dos impactos oferece uma visão clara dos conflitos entre os diferentes usos do solo e os impactos negativos sobre o meio ambiente, reforçando a necessidade de políticas públicas integradas que conciliam o desenvolvimento econômico com a conservação ambiental.

4. DISCUSSÃO

Os ecossistemas aquáticos estão cada vez mais ameaçados por estressores antropogênicos, tanto em escalas locais quanto em escalas maiores (Giacomazzo et al., 2021). Estudos sobre tendências no uso e ocupação do solo em bacias hidrográficas costeiras são estratégicos para a avaliação de impactos e estratégias de adaptação (Siddik et al., 2024).

Segundo Porto (2008), a delimitação e classificação de uma bacia depende do problema a ser solucionado, onde o tamanho ideal da área de drenagem é aquele que incorpora toda a problemática de interesse. Considerando essa perspectiva, a BHERF pode ser classificada como uma sub-bacia hidrográfica de área moderada, que pode apresentar características de uma microbacia no limite superior (Cecílio e Reis, 2006).

Souza *et al.* (2021), destacam a relevância da delimitação das bacias hidrográficas para a gestão de recursos hídricos, especialmente no que diz respeito à utilização de métodos de sensoriamento remoto para análise morfométrica. No caso da bacia do Riacho do Navio, em Pernambuco, o estudo foi realizado com o objetivo de delimitar a bacia e descrever suas características, como a forma, a rede de drenagem e o relevo, por meio de dados do Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) processados no QGIS com a ferramenta TauDEM. O uso dessas ferramentas revelou-se eficaz, destacando a relevância de métodos semelhantes aos empregados neste estudo para a delimitação da BHERF. Tais métodos são essenciais para a gestão sustentável dos recursos ambientais, especialmente em áreas com alta pressão de uso, como estuários e suas zonas de influência pesqueira, onde é crucial otimizar a tomada de decisões para garantir o equilíbrio entre conservação e exploração dos recursos naturais.

Sabino *et al.* (2015), compararam o desempenho de quatro métodos para delimitação de bacias hidrográficas: *Spatial Analyst*, *ArcSWAT*, *HEC-GeoHMS* e o *GRASS*, sendo o último método utilizado no presente estudo. Os autores chegaram à conclusão de que mesmo sendo necessárias

diversas tentativas até que se encontrasse a área da bacia almejada, o *GRASS* é bastante eficaz em termos de resultado quando comparado aos demais. A mesma eficiência da ferramenta *GRASS* foi observada por Bozzato *et al.* (2023), que apesar das diferenças espaciais geradas pelos modelos através da delimitação automática, não houve diferença no resultado teórico das equações quando comparados ao *SWAT+*.

Silva *et al.* 2022 analisaram as Bacia Hidrográfica do Rio Pajeú e a Micro-bacia do Rio Boa Vista, no semiárido brasileiro. Os autores mostraram que a maior parte da bacia do rio Pajeú é ocupada por vegetação nativa (65,13%), proporcionando um maior equilíbrio hidrológico na bacia, pois os solos cobertos por Caatinga geram menor escoamento superficial (Silva *et al.*, 2019). Os autores mostraram que na região as áreas de pastagem são predominantemente em área planas de menor elevação, padrão semelhante ao observado para a BHERF. Além disso, Silva e colaboradores mostram que é fundamental analisar a vegetação próxima à rede de drenagem, pois as matas ciliares reduzem o assoreamento dos canais e contribuem para a prevenção de enchentes (Castro *et al.*, 2013), o que torna o cenário da BHERF preocupante, devido a grandes cultivos de cana-de-açúcar permeados pelas área de drenagem.

Gameiro *et al.* (2022), analisaram o uso e a cobertura do solo na sub-bacia inferior do Rio Jaguaribe (CE), e identificaram mudanças significativas ao longo do tempo, principalmente devido à degradação ambiental provocada por atividades humanas. A substituição da vegetação nativa por fazendas de camarão, áreas agrícolas e o desmatamento, resultando em solo exposto, foram os principais impactos antrópicos observados. A atividade de carcinicultura, em expansão na região, tem gerado preocupações ambientais, semelhantes aos conflitos identificados na região do presente estudo, a BHERF. Além disso, os autores mostram que a crescente agricultura de grande escala tem impactado negativamente os pequenos agricultores, forçando-os a migrar para atividades como a carcinicultura, o que afeta economicamente a região. Apesar de não serem observadas grandes expansões de áreas de agricultura na BHERF, as atividades já consolidadas na região geram impactos que permeiam ao longo de décadas.

Souza *et al.* (2023) analisaram o uso e ocupação do solo na Bacia Hidrográfica do Rio Jaboatão (PE) e identificaram um aumento expressivo da área urbana (9.44%), um padrão semelhante ao observado na BHERF, onde a expansão urbana foi de 0.40% para 5.34%. Os autores ressaltam ainda a importância e emergência em ações no que diz respeito aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da ONU, com foco nos objetivos 6, que visa assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todas e todos, e no 15, que diz respeito à proteção, recuperação e promoção do uso sustentável dos ecossistemas terrestres. Vale ressaltar que todos os objetivos traçados pela ONU são integrados e indivisíveis, isto é, as ações em uma área também

afetam o resultado de outras. Além disso, os ODS combinam as três dimensões do desenvolvimento sustentável: a econômica, a social e a ambiental.

O conhecimento detalhado da morfologia da BHERF não só auxilia na identificação de áreas vulneráveis a processos erosivos, fluxo de drenagem e inundações, mas também embasa políticas de mitigação de riscos, como a conservação de encostas, prevenção e mitigação de contaminação de rios e a preservação de zonas de alagamento. Nesse sentido, a utilização de ferramentas como o *GRASS GIS* e *OpenTopography* para análise das bacias hidrográficas se mostra crucial, pois proporcionam uma visão detalhada e precisa das condições físicas da bacia. O cruzamento desses dados com a análise do uso e ocupação do solo reforça a necessidade de gestão integrada dos recursos naturais. Em bacias hidrográficas costeiras, a presença de ecossistemas como manguezais e áreas úmidas pode atuar como barreira natural contra a erosão e a salinização do solo, tornando a conservação desses ecossistemas uma prioridade estratégica.

Além disso, a gestão dos recursos hídricos deve ser realizada na escala da bacia hidrográfica e seguir uma abordagem integrada. Como instrumentos para essa gestão, a lei prevê os planos de recursos hídricos, o enquadramento dos corpos d'água em classes de uso, a outorga de direitos de uso, a cobrança pelo uso da água, o sistema de informações sobre recursos hídricos e a compensação financeira aos municípios.

O estudo identificou que, em 1990, o mosaico de usos, predominantemente agropecuário, ocupava a maior parte do território (84 km²), refletindo a dificuldade em distinguir entre pastagem e agricultura. Esse padrão de uso se manteve ao longo do tempo, mas com uma redução significativa em 2022, quando o mosaico foi substituído por áreas de floresta (26 km²), manguezais (18 km²) e pastagens (10 km²). A cana-de-açúcar, uma cultura consolidada na região há séculos, ocupou cerca de 22% da área total ao longo de todo o período.

A recuperação de áreas de vegetação nativa, especialmente na Comunidade Quilombola do Engenho Siqueiro, ressalta a importância das práticas tradicionais na preservação ambiental. Essas práticas podem estar associadas à regeneração natural observada, que resultou em um aumento de aproximadamente 10 km² de vegetação nativa entre 1990 e 2022. A expansão dos manguezais, ainda que moderada, reforça a importância dessas áreas para a conservação dos ecossistemas costeiros.

No entanto, o crescimento urbano é uma das pressões mais significativas observadas na BHERF. Entre 1990 e 2022, as áreas urbanas expandiram de 0,70 km² para 9,36 km², representando um aumento de mais de 1200%. Esse crescimento está fortemente associado à especulação imobiliária e à pressão demográfica, especialmente nas regiões sul e leste da bacia. Essa expansão urbana desordenada tem impactos diretos sobre áreas ecologicamente sensíveis, como os manguezais e as

áreas de preservação permanente (APPs), aumentando o risco de fragmentação de habitats e perda de biodiversidade.

A análise também revelou preocupações com a qualidade da água, evidenciadas pela redução dos corpos d'água de 7,58% para 5,86% da área total, um indicativo de assoreamento e degradação hídrica. Esse processo é agravado pela sobreposição de atividades agrícolas, principalmente a cana-de-açúcar, em áreas de drenagem, o que aumenta o risco de contaminação dos cursos d'água por fertilizantes e defensivos agrícolas. A presença de atividades de aquicultura e a descarga de efluentes domésticos e industriais nos rios da bacia também representam uma ameaça significativa para os ecossistemas aquáticos.

A utilização do diagrama de Sankey permitiu uma visualização clara das principais transições de uso do solo, com destaque para a conversão do mosaico de usos em áreas urbanas e de pastagem, além da recuperação de vegetação nativa. Esse fluxo de transformação reflete o caráter dinâmico da bacia, onde pressões humanas, como o crescimento urbano e a expansão agropecuária, coexistem com esforços de conservação e regeneração ambiental. A análise dos conflitos de uso do solo e seus impactos ambientais reforça a necessidade urgente de políticas públicas que promovam um desenvolvimento sustentável. A integração de práticas agrícolas mais sustentáveis, a gestão adequada dos recursos hídricos, e a implementação de áreas protegidas, aliadas à valorização das comunidades tradicionais, são medidas essenciais para a manutenção do equilíbrio ecológico e a preservação dos serviços ecossistêmicos na BHERF.

A avaliação espaço-temporal do uso e ocupação do solo na BHERF ao longo das últimas três décadas revelou um padrão dinâmico de transformação da paisagem, refletindo processos socioeconômicos e ambientais da região. A compreensão detalhada dos territórios é fundamental para o desenvolvimento de estratégias eficazes de gestão ambiental e ordenamento territorial, levando em consideração aspectos geográficos, climáticos, socioeconômicos e ambientais relevantes para a compreensão da realidade e dinâmica local. Os resultados indicam um pequeno aumento nas áreas florestais e de manguezais, sugerindo esforços eficazes de conservação e recuperação ambiental. Essa expansão pode ser atribuída a políticas públicas voltadas para a preservação ambiental e à conscientização crescente sobre a importância dos ecossistemas naturais. Ao mesmo tempo, mostrou uma tendência forte na expansão de áreas urbanas, principalmente da parte do município de Tamandaré.

No ano de 1975, foi lançado o Programa Nacional do Alcool do Brasil, com incentivos fiscais à produção de etanol, estimulando assim o cultivo de cana-de-açúcar, importante e controversa atividade econômica do país (Sachs *et al.*, 1987). Consequentemente, antes dos anos 90, todas áreas

ideais para o cultivo de cana já haviam sido ocupadas por grandes usinas, não sendo evidenciada nenhuma variação significativa nas áreas de cultivo de cana na região analisada neste estudo. As atividades agrícolas, especialmente aquelas que utilizam práticas insustentáveis, têm um impacto direto na qualidade da água. A aplicação de fertilizantes e pesticidas pode levar ao escoamento de nutrientes e contaminantes, resultando na eutrofização dos corpos d'água. Esse processo, caracterizado pelo aumento excessivo de nutrientes, provoca a proliferação de algas, que consomem oxigênio e afetam a fauna aquática, causando um desequilíbrio ecológico (Acayaba, 2017; Gurgel, 2018).

No estado de Pernambuco, a cana-de-açúcar é cultivada na Zona da Mata, que compreende uma estreita faixa de terra paralela ao litoral. Em alguns locais ela é cultivada em encostas relativamente íngremes, em forma de colinas mamelonares, e em outras, na forma de tabuleiros arenosos e planos. É cortada por rios de pequena extensão, que nascem nas encostas da Borborema e se dirigem para o oceano (Andrade, 2001). Uma combinação de fatores ambientais e sociais levou ao desenvolvimento e à expansão da cultura da cana-de-açúcar ao longo de quatro séculos, moldando as comunidades locais em geral. A sua posição geográfica, ou seja, a proximidade do mercado europeu em relação a outras áreas do país, as condições favoráveis do solo e do clima, além do sistema de agricultura açucareira, trazido das ilhas do Atlântico em uma época em que o capitalismo comercial impulsionou a expansão europeia pelos continentes que estavam sendo “descobertos” e conquistados (Prado Júnior, 1942).

Contudo, no início dos anos 2000, essa indústria já não mostrava um bom desempenho, com várias usinas encerrando suas atividades (Andrade, 2001). Cultivos como esse costumam avançar em direção a áreas naturais, com vegetação nativa, inclusive dentro de unidades de conservação, impulsionando o desmatamento (Andrade, 2018). Os processos produtivos da cana envolvem a aplicação periódica de defensivos agrícolas, além de adubos químicos e orgânicos, sendo responsáveis pelo lançamento de agrotóxicos (herbicida e praguicida) contaminando água, solo e ar, além de afetar a biodiversidade local (Acayaba, 2017; Gurgel, 2018). Além disso, o uso de herbicidas e inseticidas em ambientes rurais, pode impactar o desenvolvimento ontogenético de populações de vertebrados e suas atividades fisiológicas (Procópio *et al.*, 2014). Esses fatores alinhados à localização dos cultivos em relação às áreas de drenagem da BHERF, podem favorecer a contaminação do solo e das águas do ERF.

Estudos anteriores evidenciam que locais com extensas plantações de cana-de-açúcar, atividade turística e áreas urbanizadas tem forte correlação com danos no genoma de espécies como *Mugil curema*, importante recurso pesqueiro local (Lima *et al.*, 2019). Além disso, o aumento da urbanização e conseqüente expansão do turismo, tem sido frequentemente associado a distúrbios em

ecossistemas marinhos ao longo da costa nordeste do Brasil (Santos *et al.*, 2015; Sarmiento e Santos, 2011), devido a liberação de esgoto não tratado nessas áreas. Esses impactos refletem os padrões crescentes de urbanização ao longo da costa sul de Pernambuco nas últimas décadas e espelham o estabelecimento de centros urbanos, industriais e atividades turísticas em áreas costeiras em muitas partes do mundo, que impactam as características físicas e químicas das águas estuarinas (Berbel *et al.*, 2015; Benincá *et al.*, 2011; Galindo e Moreira, 2009; Sharif *et al.*, 2014), além de possíveis impactos socioambientais e socioeconômicos.

Outra problemática dos grandes latifúndios e da concentração de renda é a precarização do trabalho com acidentes de trabalho graves e fatais; a ameaça à soberania alimentar e nutricional; problemas de saúde e precárias condições de habitação e saneamento, causando intoxicações por exposição a agrotóxicos, problemas respiratórios, circulatórios (Ribeiro *et al.*, 2010; Pestana *et al.*, 2017). Esses fatores somados às vulnerabilidades socioambientais e econômicas da região acabam aumentando o risco de perda dos modos tradicionais de vida (Gurgel *et al.*, 2022), como a pesca.

Pelage *et al.* (2019) analisaram a dinâmica do uso e ocupação do solo em três manguezais de Pernambuco. A pesquisa revelou que a cobertura de manguezais nos estuários de Suape e Sirinhaém aumentou ao longo das últimas três décadas, enquanto no Canal de Santa Cruz, após um crescimento inicial, houve uma redução nos últimos cinco anos. Os autores discutem que esses padrões podem estar associados ao aumento da salinização, fator que favorece a expansão dos manguezais ao permitir seu desenvolvimento em áreas anteriormente ocupadas por vegetação de água doce

A salinização dos estuários é normal, e tem origem tanto em processos naturais, como secas prolongadas e a elevação do nível do mar (Church e White, 2006; Rogers *et al.*, 2006), quanto em atividades antrópicas, como represamentos e modificações hidrodinâmicas decorrentes da construção do Porto de Suape (Lacerda e Marins, 2002; Koenig *et al.*, 2003). No Canal de Santa Cruz, a conversão de áreas para aquicultura entre 1994 e 2001 resultou na perda de manguezais, tanto pela supressão direta da vegetação quanto pelas alterações físicoquímicas do ambiente (Naylor *et al.*, 2000). Além disso, o despejo de efluentes industriais contendo mercúrio na região pode ter contribuído para o declínio dos manguezais ao comprometer a estrutura do solo e a sobrevivência das plântulas (Huang e Wang, 2010; De Moura e Candeias, 2009).

Os autores ainda mostram que as diferenças na dinâmica dos manguezais entre os estuários também podem estar relacionadas às suas características geomorfológicas. No Canal de Santa Cruz, a distribuição fragmentada da vegetação sugere maior vulnerabilidade a pressões externas, enquanto a estrutura compacta dos manguezais de Sirinhaém pode conferir maior resistência à perda de habitat (Harper *et al.*, 2007). Os achados do presente estudo corroboram com Pelage *et al.* (2019),

mostrando que impactos antrópicos regionais influenciam diretamente em ambientes estuarinos.

Em 1997, a APA de Guadalupe foi criada, através do Decreto estadual nº 19.635, abrangendo uma área de 44.799 ha (32.135 de área continental, 12.664 de área marítima) e quatro municípios: Sirinhaém, Rio Formoso, Tamandaré e Barreiros. A unidade foi criada com o intuito de estabelecer um controle preventivo e corretivo das atividades antrópicas, através do ordenamento do solo e implantação de infra-estrutura básica e de serviços. O foco principal foi a implantação de programas de educação ambiental, a conservação e preservação dos recursos ambientais, assim como a preservação do patrimônio histórico, artístico e cultural e a dinamização e diversificação das atividades produtivas locais (CPRH, 1998). Nossos achados deixam evidente, que houve um aumento nas áreas de floresta nativa, que podem ter relação com a implementação do regime de proteção. Passados todos esses anos e considerando o forte desenvolvimento da região, a atualização das políticas públicas se torna cada vez mais necessária. No entanto, até o momento, apenas o ZATAM e a proposta para o Rio Formoso têm sido implementados, sem uma renovação significativa ou atualização dessas políticas

A urbanização cresce rapidamente nas regiões costeiras ao redor do mundo, onde os níveis populacionais são três vezes superiores à média global (Small e Nicholls, 2003). O crescimento das atividades de navegação comercial e recreativa tem sido diretamente associado ao aumento populacional costeiro (Widmer e Underwood, 2004; Davenport e Davenport, 2006), podendo ocasionar impactos como colisões com hélices (Killgore *et al.*, 2011; Balazik *et al.*, 2012), poluição proveniente do escapamento dos motores (Situ e Brown, 2013) e sobre a fauna marinha (Codarin *et al.*, 2009; Slabbekoorn *et al.*, 2010; Sarà *et al.*, 2007; Zamani-Ahmadm Mahmoodi *et al.*, 2013). Gutreuter e Vallazza e Knights (2006), mostraram que os peixes podem evitar áreas de alto tráfego de barcos, levando a variações de abundância a longo prazo e alterando o funcionamento trófico dentro do sistema.

Estudos mostram que o aumento dessas áreas próximas aos estuários ou bacias hidrográficas podem gerar impactos como o aumento de descarga de esgoto doméstico sem tratamento nos corpos d'água. Essa descarga gera uma sobrecarga de compostos nitrogenados e fosforados no ambiente (Pagliosa *et al.*, 2006), importantes na caracterização e detecção de problemas relacionados à eutrofização (Cloern, 2001). Em locais contaminados com esgoto doméstico, também são encontrados com frequência os Alquilbenzenos Lineares (LABs), surfactantes comumente utilizados na composição de produtos de limpeza doméstica, especialmente detergentes (Isobe *et al.*, 2004). A descarga de efluentes, muitas vezes não tratada, é outro fator crítico que compromete a saúde das bacias. A poluição hídrica decorrente de resíduos domésticos e industriais não apenas degrada a qualidade da água, mas também representa um risco à saúde pública e à fauna local. O

manejo inadequado de resíduos sólidos em áreas urbanas pode agravar ainda mais esse problema, contribuindo para a contaminação dos solos e das águas subterrâneas.

Godoy e Lacerda (2014), analisaram um estuário na Bacia Hidrográfica do Rio Jaguaribe (CE) que está passando por um forte processo erosivo, que gerou um aumento de área de manguezal devido à acumulação de sedimentos, que são rapidamente colonizados por vegetação de mangue, fixando o sedimento. Esse fenômeno de expansão de manguezais atinge cerca de 37% da área de mangue entre 1978 e 2004 no Nordeste do Brasil (Maia *et al.*, 2006). Atividades como a carcinicultura também contribuem significativamente para a sedimentação, especialmente durante o esvaziamento dos viveiros de camarão, quando grandes quantidades de sedimento são liberadas no estuário sem o devido tratamento (Figueiredo *et al.*, 2005; Lacerda, Santos e Madrid, 2006), além de contribuírem para uma elevação do pH, turbidez, sólidos suspensos, condutividade elétrica, clorofila *a*, dentre outros parâmetros físico químicos (Figueiredo *et al.*, 2005).

Segundo Teh *et al* (2008), essas alterações na salinidade podem explicar o leve aumento em áreas de manguezal, semelhantes ao observado na BHERF ao longo da série temporal analisada. Embora esse crescimento do manguezal possa ser interpretado como um indicativo de recuperação ecológica, é crucial considerar que ele ocorreu, em grande parte, em áreas alagadas que sofreram assoreamento, muito provavelmente relacionado a carcinicultura, o que nem sempre é benéfico para o ecossistema.

As forças impulsionadoras na paisagem, como a expansão agrícola e urbana, exigem uma gestão regional junto com ações locais, que combinadas com outros fatores externos podem mitigar seus impactos. Em um estudo comparativo das bacias hidrográficas do Jacaré-Guaçu e Jacaré-Pepira, Costa *et al.* (2017) analisaram a dinâmica das mudanças no uso e cobertura do solo entre 2004 e 2014. Os resultados mostram que essas bacias estão longe de alcançar uma condição sustentável, sendo o processo de ocupação agrícola ao longo de anos, a principal força motriz responsável por transformações na paisagem, ocupando mais de 70% da área total dessas bacias. A conversão de outras formas de uso do solo para o cultivo de cana-de-açúcar se destaca como um dos principais responsáveis pela alteração da naturalidade dessas bacias, o que não foi observado no presente estudo, já que as áreas de cultivo de cana já eram bem consolidadas nos anos 1990.

De acordo com Souza-Filho *et al.* (2016), as mudanças no uso e cobertura do solo ao longo das últimas décadas, têm provocado alterações significativas nos ciclos hidrológicos e climáticos. O estudo demonstrou que, em áreas protegidas da bacia, cerca de 97% da floresta tropical original foi mantida, enquanto as áreas não protegidas enfrentaram uma fragmentação significativa da vegetação, com apenas 30% da floresta remanescente. Essa fragmentação e conversão de floresta

para pastagens resultaram em modificações no ciclo hidrológico, como o aumento da vazão dos rios e a redução da umidade relativa. Essas mudanças indicam que esse tipo de conversão tem efeitos diretos sobre o regime hídrico, alterando a dinâmica do escoamento superficial e, conseqüentemente, afetando os recursos locais. Os autores destacam a importância de uma gestão mais rigorosa do do território, especialmente em áreas não protegidas, para mitigar os impactos ambientais e preservar os serviços ecossistêmicos essenciais, como a regulação do ciclo da água.

Cerqueira et al. (2019) destacam que as mudanças no uso da terra têm gerado desequilíbrios nas dinâmicas naturais dos ecossistemas aquáticos, um fenômeno que varia conforme as características específicas de cada ambiente e um conjunto de fatores locais. Os autores analisaram os efeitos das alterações no uso da terra na Bacia do Rio Cachoeira, chegando a conclusão que as maiores concentrações de nutrientes inorgânicos (NO_3^- , NO_2^- , $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ e PO_4^{3-}), ocorrem em pontos com alta porcentagem de áreas urbanas e densidade populacional. Além disso, o estudo mostrou que os íons maiores, como Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} , Na^+ e HCO_3^- , apresentam correlação positiva com a porcentagem de áreas destinadas à pastagens. Esses achados enfatizam que a urbanização é o principal fator responsável pela degradação da qualidade da água na Bacia do Rio Cachoeira, corroborando a ideia de que as atividades humanas afetam significativamente os ecossistemas aquáticos.

Estudos como os mencionados anteriormente, ressaltam que esses resultados podem subsidiar tomadas de decisão, e basear estudos visando melhorar o planejamento e a gestão ambiental das bacias hidrográficas, promovendo uma gestão mais equilibrada e sustentável. Os ecossistemas brasileiros, especialmente as florestas, desempenham um papel fundamental nos estoques regionais e globais de carbono e nos sumidouros naturais de carbono terrestre, que têm sido negativamente impactados por mudanças significativas no uso e cobertura do solo, associadas à expansão demográfica e agrícola, resultando em grandes emissões de carbono para a atmosfera (Houghton 2012; Aide *et al.*, 2013).

O zoneamento ambiental é um instrumento importante e pode ser fundamental na gestão costeira. O Zoneamento Ambiental e Territorial das Atividades Náuticas do Estuário do Rio Formoso (ZATAN) foi desenvolvido com um processo participativo que começou em maio de 2018, envolvendo múltiplas instituições e representantes das comunidades locais, especialmente dos municípios de Sirinhaém, Rio Formoso e Tamandaré. O processo incluiu reuniões técnicas, uma audiência pública e consultas amplas para promover uma gestão democrática do ERF, com participação de mais de 350 pessoas de diversas esferas governamentais, instituições federais e internacionais, e organizações comunitárias e comerciais. O ZATAN foi oficialmente aprovado em 2020 e homologado pelo Decreto Nº 50.047, de 06 de Janeiro de 2021.

O zoneamento segue diretrizes previstas pela legislação estadual (Lei nº 14.258/2010) e federal (Lei nº 7661/88 e Decreto nº 5.300/2004), responsáveis por definirem a ocupação e o uso sustentável das zonas costeiras. Esse zoneamento também se alinha com a Política Nacional do Meio Ambiente (Lei nº 6938/81), considerada o marco inicial da proteção ambiental no Brasil e reconhecida pela Constituição Federal como um importante parâmetro constitucional (SEMAS/PE, 2021). O ZATAN integra o plano de manejo da APAG, regulamentando as atividades permitidas e proibidas conforme áreas específicas de uso, debatidas nas oficinas. As atividades toleradas incluem mergulho, circulação de embarcações e apoio à pesca artesanal e ao turismo, desde que sigam as diretrizes do zoneamento, estabelecendo o controle do fluxo de turistas e embarcações, além de áreas de embarque, ancoragem e circulação. Alinhado à Lei Federal nº 7.661/88, o ZATAN reforça a prioridade de conservação ambiental na zona costeira, visando o uso sustentável dos recursos e do território da APA de Guadalupe, promovendo o desenvolvimento socioeconômico local.

O ambiente navegável do ERF é composto pela sua rede hidrográfica, que começa na confluência dos riachos Serra D'água e Vermelho, situados fora dos limites do ZATAN. Essa área de nascentes fica em região com intensa ocupação agrícola, predominando o cultivo de cana-de-açúcar, coqueirais, fruticultura, agricultura familiar, seringal e pastagem, o que contribuiu significativamente para a fragmentação das áreas de floresta nativas ao longo de anos de alterações na dinâmica do solo. O rio Formoso segue em direção sudeste, atravessa a área urbana e, em sua planície costeira, forma um complexo estuarino rico, formado por diversos rios, dentre eles os principais: RA, RF e RP, com vários afluentes, até desaguar no Atlântico.

O principal atrativo turístico da região é a Praia dos Carneiros, localizada na margem sul da foz do RF, que juntamente com os recifes de coral das praias de Tamandaré, fortalecem e impulsionam o turismo náutico da região ao longo dos anos. Atualmente existem três marinas de grande porte no RA, além de regiões conhecidas como portos, espalhadas por todo estuário, com maior concentração na Praia dos Carneiro e no Píer de Guadalupe, tornando o RA e a foz do RF uma região de intenso fluxo de embarcações motorizadas (figura 9). A região também recebe na alta temporada um intenso fluxo de embarcações turísticas das praias do entorno, como Porto de Galinhas.

Alguns fragmentos de pradarias de gramíneas marinhas são encontradas em áreas rasas da Praia dos Carneiros (Pereira *et al.*, 2010), e esses ambientes são considerados sensíveis e ameaçados (Terrados e Bodrum, 2004), com importante papel ecológico para diversas espécies de peixe (Weinstein e Heck, 1979; Verweij *et al.*, 2006; Allen *et al.*, 2007; Lugendo *et al.*, 2007; Nakamura e Tsuchiya, 2008). O intenso fluxo de embarcações motorizadas e o grande número de banhistas que visitam a região, especialmente durante a alta temporada, têm gerado impactos fortes e diretos sobre as pradarias de gramíneas marinhas presentes na Praia dos Carneiros e em outras áreas do estuário.

O tráfego constante de embarcações, combinado com as ancoragens inadequadas, pode causar o arrasto e o rompimento das gramíneas, prejudicando sua integridade estrutural. Além disso, o pisoteio das áreas de gramíneas marinhas por banhistas pode compactar o substrato e diminuir a resiliência das plantas, dificultando seu crescimento e regeneração.

As fontes de metais pesados em ecossistemas aquáticos decorrentes da atividade de barcos são variadas e preocupantes. Entre elas, destacam-se as tintas projetadas para prevenir a bioincrustação, que ao longo do tempo liberam substâncias tóxicas no ambiente aquático. Além disso, as emissões de “gases de exaustão” dos motores dos barcos contribuem significativamente para a poluição, introduzindo compostos nocivos nas águas (Eisler, 2010; Whitfield e Becker, 2014). Outro fator relevante é a ressuspensão de sedimentos contaminados, que ocorre devido à ação das hélices e às ondas geradas durante a navegação (Superville *et al.*, 2014), podendo redistribuir metais pesados que estavam depositados no fundo, intensificando a contaminação. A partir dos anos 2000 nota-se um aumento expressivo em áreas urbanas, que vem sendo observado até os dias atuais, com crescimento principalmente no município de Tamandaré, que há anos já sofre com aumento na especulação imobiliária (Santos, 2002).

A regulamentação do fluxo de embarcações e turistas dentro do ERF, devido a instalação de três marinas de grande porte e uma extensa área com intenso fluxo de embarcações (Figura 9), é um elemento crucial para a preservação e o manejo sustentável da área. Por meio desse controle, ações como o ZATAN contribuem para que as atividades sejam realizadas de forma a garantir a segurança ecológica, social e econômica, reduzindo conflitos de uso e preservando o ambiente para as gerações futuras. Para isso, foram estabelecidas áreas específicas para as atividades.

O diagnóstico da área, feita pelo ZATAN, revela um potencial náutico com uma gama de atividades principalmente no estuário, incluindo atividades de pesquisa, turismo náutico, recreação e esportes, além de mais antiga e importante, a pesca artesanal. Algumas comunidades do município de Sirinhaém, como a Barra de Sirinhaém e a Vila de Sirinhaém, têm a pesca como atividade central. Essas comunidades se caracterizam por práticas pesqueiras no mar de fora e no estuário, sendo as jangadas e as canoas as embarcações mais utilizadas. Em Rio Formoso, a pesca também tem um papel essencial, com destaque para as comunidades da Colônia de Pescadores Z-7 e a Comunidade Quilombola do Engenho Siqueira, cujas práticas pesqueiras estão centradas no estuário, com uso de “baiteras”, canoas e uma grande diversidade de artes de pesca. Em Tamandaré, a atividade pesqueira se distribui principalmente entre a pesca no mar de fora, recifes no e nos estuários, com as jangadas e os botes motorizados sendo as embarcações mais frequentes.

Fica evidente que há então uma estreita conexão entre as comunidades pesqueiras e o território

que elas habitam, e mais do que apenas recursos naturais, são espaços essenciais para suas identidades culturais, práticas sociais e formas de vida. Contudo, a relação entre as comunidades tradicionais e o território não é isenta de conflitos. O crescimento de atividades como agropecuárias (Acayaba, 2017; Gurgel, 2018; Procópio *et al.*, 2014; Lima *et al.*, 2019), a carcinicultura (Figueiredo *et al.*, 2005; Lacerda, Santos e Madrid, 2006), o turismo de náutico desordenado (Eisler, 2010; Whitfield e Becker, 2014; Superville *et al.*, 2014; Killgore *et al.*, 2011; Balazik *et al.*, 2012) e demais atividades que alterem a dinâmica de uso e ocupação do solo (Poudyal *et al.*, 2011; Cerqueira *et al.*; 2019; Souza-Filho *et al.*; 2016; Costa *et al.*; 2017; Godoy e Lacerda, 2014; Pagliosa *et al.*, 2006; Isobe *et al.*, 2004; Small e Nicholls, 2003) têm gerado impactos negativos principalmente para comunidades vulneráveis, como quilombolas e pescadores, com efeitos diretos sobre a sustentabilidade dos recursos pesqueiros e a qualidade do ambiente que são dependentes.

A presença de um número grande de embarcações motorizadas e o crescimento descontrolado do turismo, por exemplo, têm sido apontados por parte dos pescadores, como uma das principais causas para a redução da abundância de espécies como o mero no estuário, além de contribuírem para o assoreamento dos rios, o que compromete a profundidade e a qualidade do habitat utilizado para a reprodução e o berçário de várias espécies marinhas (Locatelli, 2019). Esses tráfego intenso de barcos, especialmente os de grande porte e em alta velocidade, intensificam o assoreamento dos canais, tornando-os mais rasos ao movimentar os sedimentos.

Na alta temporada, uma boa parte dos pescadores se envolvem em atividades de turismo, mas visando uma abordagem mais ecológica e de menor impacto. Alguns utilizam barcos de pequeno porte para oferecer passeios aos visitantes. Essa modalidade de turismo, desenvolvida em parceria com a Associação de Barqueiros de Rio Formoso (ACABANTURF), conta com cerca de 100 barqueiros que operam no manguezal, criando uma oportunidade de renda adicional para os pescadores, que aproveite parte do conhecimento tradicional e sem abrir mão de suas práticas tradicionais e sustentáveis.

A oferta turística na região, no entanto, não se restringe aos pequenos barcos de pesca. Há também uma considerável frota de catamarãs, com uma capacidade de transporte muito maior e que, em sua maioria, são gerenciados por redes de turismo inter-regionais. Além dessa frota, segundo dados da Marinha do Brasil, em 2018, haviam cerca de 413 embarcações cadastradas nas marinas da região, entre lanchas e motos aquáticas. Todo esse cenário contribui para aumento dos riscos de acidentes náuticos, especialmente para as embarcações menores, que frequentemente precisam navegar nas áreas mais rasas e nas bordas do rio para evitar as ondas e marolas geradas pelas embarcações maiores.

A partir dos vários diagnósticos feitos na fase de construção do ZATAN, ficou evidente que a pressão sobre o território e sobre os recursos naturais tem gerado uma competição por espaço e por recursos, o que coloca em risco a subsistência e a forma de vida das comunidades pesqueiras. As comunidades pesqueiras, no entanto, permanecem resilientes, organizando-se e buscando alternativas para garantir a continuidade de suas atividades e o seu direito à terra. A conexão entre os pescadores e o território é indissociável, sendo uma relação de dependência mútua, onde o território não é apenas um espaço físico, mas um ambiente essencial para a sobrevivência e para a preservação das práticas culturais de populações tradicionais. Em face dos desafios impostos pelo crescimento de outras atividades econômicas, a luta dos pescadores pela preservação do seu território e dos recursos naturais se torna cada vez mais central, exigindo a implementação de políticas públicas que reconheçam a importância da pesca artesanal e promovam a gestão integrada e sustentável dos recursos marinhos e estuarinos.

Sendo assim o presente trabalho visa contribuir com o conhecimento apresentando uma visão de paisagem integrada etc e tal Para isso foi realizada a delimitação e caracterização aprofundada da BHERF, através de mapas detalhados do uso e ocupação do solo desde a década de 1990. Essas análises não apenas esclarecem os padrões de uso do solo, mas também lança luz sobre as interações entre as atividades antropogênicas e o ambiente local, com ênfase nas práticas de pesca tradicional nos principais rios da região estudada. A partir dos resultados, ficou evidente a necessidade de implementar estratégias de gestão sustentável do uso da terra torna-se evidente, uma vez que essas medidas podem ajudar a mitigar os impactos adversos. Portanto, é crucial que a gestão dos recursos hídricos considere não apenas o uso da terra, mas também outros fatores ambientais para garantir a qualidade da água e a saúde dos ecossistemas aquáticos.

A partir dos resultados observados neste capítulo, o presente estudo busca subsidiar a criação da RESEX do Rio Formoso, um modelo de gestão participativa que integre a comunidade local na preservação e uso sustentável dos recursos naturais. A implementação de uma RESEX é estratégica para fortalecer a relação entre sociedade e o território, garantindo que os conhecimentos e práticas tradicionais sejam respeitados e que as decisões de manejo contemplem as necessidades da comunidade, visando a mitigação de impactos ambientais decorrentes das diversas atividades econômicas regionais, promovendo um desenvolvimento mais sustentável e equilibrado na região.

CAPÍTULO 2
CARACTERIZAÇÃO E ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL
DA PESCA DE CAMBOA NO ESTUÁRIO DO RIO
FORMOSO.

1. INTRODUÇÃO

A pesca artesanal desempenha um papel muito importante na economia e no bem-estar social de inúmeras comunidades brasileiras, sendo muitas vezes a principal fonte de sustento para as populações ribeirinhas e costeiras (Abdallah e Bacha, 1999; FAO, 2016; Pauly e Zeller, 2016). Essa atividade é caracterizada, principalmente, por mão de obra familiar e embarcações de pequeno porte que exploram ambientes localizados próximos à costa. As técnicas de captura são transmitidas de geração em geração com a produção destinada ao mercado regional ou à subsistência (Diegues, 1989). Historicamente, artes de pesca fixas ou semifixas, como a pesca de curral ou as pescarias de cerco fixo estiveram presentes e foram registradas na costa brasileira desde tempos coloniais (Silva, 1988)

A pesca com artes fixas ou semifixas é muito tradicional em alguns estados do Brasil (França, 2015; Ott, 1944; Silva, 2006; Lucena *et al.*, 2013; Lima, 2010; Maneschy, 1993; Fidellis, 2013; Araújo, 2012; Tavares, *et al.*, 2005; Brabo 2006; Paiva e Nomura, 1965; Nascimento *et al.*, 2016; Piorski *et al.*, 2009; Mendonça *et al.*, 2011; Ramos *et al.*, 1980; Radazewsky, 1976; Barroso e Fabiano, 1995; Giglio e Freitas, 2013; Souza, 2018) e também em outras partes do mundo, como no Golfo Pérsico, Inglaterra e na Grã-Bretanha, onde é denominada de *Weirs* (barragens de pesca em língua inglesa) ou *Hadrah*, em árabe (Al-Abdulrazzak e Pauly, 2013; O'sullivan, 2003, Scarce, 2009). A origem desse tipo de pesca no Brasil é incerta, embora seja relatada a possível origem indígena (Maneschy, 1993), autores apontam que os primeiros registros oficiais dessa pesca no Nordeste são datados dos séculos XVIII (Silva, 1988).

Na região Nordeste do Brasil, esta pesca é representada pelos currais de pesca e pelos cercos semi-fixos armados nos estuários são conhecidos como pescarias de camboas, que em Pernambuco, são um tipo cerco semi-fixo, constituído de panagens, que são colocadas nas enseadas dos manguezais nas marés altas, presas em estacas fincadas na lama, onde grande diversidade de pescado fica retida (CEPENE, 1999). Estudos focados na caracterização da pesca de camboa nos estuários são escassos, com alguns estudos concentrados principalmente na investigação da composição da ictiofauna (Santos, 2001; Giglio e Freitas, 2013; Locatelli, 2020; Lacerda, 2020; Paixão *et al.*, 2016; Santos Neto, 2016). Em um estudo recente no litoral da Bahia, foram utilizadas imagens de satélite para identificar e caracterizar esse tipo de pesca no recôncavo baiano, mostrando as particularidades das estruturas locais, deixando evidente a heterogeneidade da pesca de camboas no Brasil (Souza, 2018). Dentre suas características principais os autores destacam a baixa seletividade, a qual ocasiona a captura de uma variedade de espécies e elevado número de indivíduos ainda em fase juvenil (Giglio e Freitas, 2013; Silva-Júnior *et al.*, 2016; Mérigot *et al.*, 2017).

Nos estuários do Nordeste do Brasil é uma prática que desempenha um papel fundamental na

subsistência e na cultura das comunidades locais. A relação entre os pescadores artesanais e os recursos pesqueiros nos estuários nordestinos é complexa, envolvendo aspectos biológicos, ambientais, socioeconômicos e culturais. Além disso, a degradação e supressão do ambiente costeiro, causada por fatores como a poluição e a urbanização desordenada, tem um impacto direto na pesca e na biodiversidade (Kappel, 2005). Somado a isso, mudanças climáticas e eventos extremos são fatores que afetam a dinâmica da pesca também nos estuários, influenciando a abundância de espécies-alvo e a estrutura trófica e a organização da ictiofauna (Gasalla *et al.*, 2017; Ilarri *et al.*, 2022; Lima *et al.*, 2020).

Dentre os estimadores da pesca, a captura nominal por unidade de esforço (CPUE) é muito utilizada para analisar a atividade pesqueira com relação a um conjunto de variáveis (Forrestal *et al.*, 2019; Stoner, 2004; Mitchell *et al.*, 2014; Han *et al.*, 2022; Tian *et al.*, 2013; Mourato *et al.*, 2011; Okada *et al.*, 2005). Como um índice de desempenho da pesca, é frequentemente utilizado para indicar mudanças na abundância de populações marinhas exploradas (Bigelow *et al.*, 1999; Perry *et al.*, 2000). Mudanças na distribuição espacial ou na disponibilidade dos peixes aos equipamentos ou dispositivos de pesca são respostas comportamentais que podem ocorrer em diferentes escalas temporais, confundindo assim as estimativas de abundância. Compreender as variações na CPUE em escalas temporais mais curtas do que o tempo necessário para gerar uma população de peixes poderia indicar como os animais respondem a processos que ocorrem em outras escalas temporais e, assim, ajudar a melhorar as estimativas de abundância (Perry *et al.*, 2000). Estudos têm abordado a importância da análise detalhada de dados de pesca no Brasil, considerando não apenas os aspectos biológicos das espécies-alvo, mas também, a relação com fatores ambientais e extremos climáticos (Batista e Petrere, 2007; Souza *et al.*, 2018; Gasalla, 2008).

As estatísticas de pesca no Brasil são descontínuas, desestruturadas ou mesmo inexistentes (Santos *et al.*, 1995, Paiva, 1997), apesar de terem avançado a partir da criação do Ministério da Pesca e Aquicultura (2009-2015). A falta de integração desses dados dificulta a análise do rendimento e possíveis impactos da pesca sobre os estoques explorados e também o levantamento preciso acerca das comunidades envolvidas. As análises desses dados utilizando geotecnologias são uma abordagem útil para a integração, manipulação e visualização de grandes quantidades de informação. As aplicações de dados georreferenciados têm sido amplamente utilizadas em abordagens participativas e colaborativas, principalmente devido à sua capacidade de agregar e analisar um grande volume de atributos de diferentes fontes, facilitar o compartilhamento e a atualização de dados, além de possibilitar a geração e comparação de cenários de gestão alternativa (Bartlett, 2000; Yigitcanlar, 2000). O uso dessas ferramentas se mostrou eficaz desde estudos pioneiros no manejo da pesca (Meaden e Kapetsky, 1991) até aplicações em avaliação e

planejamento das pescarias (Amarasinghe *et al.*, 2002; Isaak e Hurbert, 1997).

O uso de tecnologias de sensoriamento remoto na pesca tem revolucionado a maneira como dados são coletados e analisados, promovendo uma gestão mais sustentável dos recursos pesqueiros. Essas tecnologias permitem monitorar áreas costeiras, mapeando a distribuição da atividade e suas características. É notável o constante aprimoramento desse conjunto de ferramentas, que vem ganhando destaque inclusive em aplicações para a investigação científica e a gestão da atividade pesqueira, com custos operacionais reduzidos (Travaglia *et al.*, 2004; Silva, 2008; Stuart *et al.*, 2011; Silva, 2012; Al-Abdulrazzak e Pauly, 2014; Krumme *et al.*, 2015; Cabanlit *et al.*, 2015; Souza, 2018). Assim, o sensoriamento remoto auxilia na tomada de decisões para otimizar o esforço pesqueiro e minimizar impactos ambientais. Entre as várias aplicações das tecnologias geoespaciais na pesca artesanal, destacam-se especialmente as relacionadas à análise e espacialização dos dados de captura, esforço e até conflitos de uso dos territórios pesqueiros, tendo grande relevância para a gestão (Close e Hall, 2006, Meaden, 2000). O estudo conduzido por Machado e Gomes (2014) destaca que um dos aspectos cruciais para a gestão dos conflitos territoriais na pesca é a identificação, o reconhecimento e a espacialização das áreas de pesca.

Apesar do uso crescente de recursos naturais, a aplicação de ferramentas de geoespacialização na gestão de recursos marinhos e costeiros é mais complexa do que em sistemas terrestres (Babcock *et al.*, 2005; Isaak e Hurbert, 1997; Jentoft e McCay, 1995; Martin, 2004; Riolo, 2006) devido à complexidade associada com a variabilidade espaço-temporal, à escalas de tempo, periodicidade, mobilidade populacional dos recursos pesqueiros, à diversidade de métodos e custos nas coletas de dados, instrumentos, precisão e exatidão, e principalmente de frequência de amostragem (Fornés *et al.*, 2003)

Vale ressaltar que a área de estudo está inserida em um mosaico de unidades de conservação e encontra-se em processo de criação de uma Reserva Extrativista (Resex), ao mesmo tempo em que enfrenta o avanço da pressão turística e imobiliária. A criação de unidades de conservação de uso sustentável é uma estratégia potencial para gerenciar os recursos naturais e mediar conflitos socioeconômicos e ambientais (Santos *et al.*, 2012). As Resex são unidades de conservação para uso sustentável pelas comunidades extrativistas locais, visando manter seus padrões de vida e proteger seu modo de subsistência (Brasil, 2000). Para o manejo efetivo é necessário ter um conhecimento claro e abrangente da problemática e suas causas (Padovan, 2004). Com o sucesso de uma área protegida, é esperado que os benefícios gerados pela conservação alcancem áreas externas à zona de exclusão de pesca (Hilborn *et al.*, 2004). Esse fenômeno é conhecido como transbordamento (*Spillover effect*) e permite incrementar a biodiversidade e os estoques pesqueiros em áreas adjacentes aos locais protegidos (Russ *et al.*, 2004).

Dessa forma, o objetivo deste capítulo é caracterizar a atividade pesqueira da pesca de camboa

no ERF, área caracterizada no capítulo anterior. O objetivo é avaliar a sua dinâmica espaço temporal, bem como as influências espaciais, temporais e ambientais. Além disso, este capítulo inclui uma caracterização das camboas em termo de dinâmica e composição principal de captura, acompanhada por uma análise temporal da relação entre esforço e captura, associada a esse petrecho. Essa análise oferece uma perspectiva histórica sobre as mudanças na atividade em questão e sua relação com as variações ambientais, contribuindo para uma compreensão mais integrada da dinâmica dessa arte tradicional. Os resultados gerados visam contribuir para tomadas de decisões relativas à gestão e manejo adequados ao território, às pessoas e aos recursos naturais.

2. METODOLOGIA

2.1. Coleta de dados

O monitoramento das camboas tem sido realizado desde os anos 2000 por iniciativa inicial do Projeto Recifes Costeiros Recifes Costeiros (BID/FMM/UFPE/IBAMA), Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Marinha do Nordeste (Cepene/ICMBio), Projeto Meros do Brasil (Petrobras Socioambiental), que em conjunto são integrados pelo Projeto Ecológico de Longa Duração Peld Tams, sítio no qual se insere a área de estudo. Devido a algumas discontinuidades no esforço amostral ocorridas ao longo do período, as amostragens foram organizadas em cinco blocos (Tabela 1), sendo o último período correspondente aos esforços amostrais realizados durante o presente estudo. Nesta pesquisa, foram utilizados dados relativos à pesca de camboa, que, quando agregados, permitem uma análise comparativa das capturas ao longo do tempo.

O objetivo principal foi, na maioria das vezes, realizar a amostragem dos desembarques, sem caráter censitário, com coleta de dados durante a "despesca". As informações obtidas incluíram o tamanho da rede utilizada em metros (m), a captura total em quilogramas (kg), separada por grupos, a composição específica, dados biométricos e, sempre que possível, a coleta de amostras biológicas.

A captura por unidade de esforço (CPUE) foi obtida da relação entre captura total e esforço (tamanho da rede) em cada operação de pesca. A CPUE representa o peso dos indivíduos capturados por uma determinada unidade de esforço, que pode ser o tempo de atuação do apetrecho de pesca, o tamanho da rede ou a captura pelas unidades do apetrecho. Neste caso, a unidade de esforço foi representada pelo tamanho da rede, e a captura foi determinada em kg por metro de rede para cada desembarque de camboas. Foram consideradas pescarias que ocorreram nos três principais rios que compõem o complexo estuarino: O Rio Ariquindá (RA), Rio Formoso (RF) e o Rio dos Passos (RP).

Tabela 1 – Divisão de blocos amostrais, períodos referentes a cada bloco, n amostral do Rio Ariquindá (RA), Rio Formoso (RF) e Rio dos Passos (RP), e mínimos, máximos, médias e desvio padrão das variáveis tamanho de rede (m), capturas totais (kg) e CPUEs.

Bloco	Período	Rio	N	Tamanho da rede (m)				Captura total (kg)				CPUE			
				min.	max.	méd.	dp.	min.	max.	méd.	dp.	min.	max.	méd.	dp.
1	2000	RA	5	500	1200	840	251	3	25	16	8	0.006	0.028	0.018	0.008
		RF	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		RP	49	500	3000	1291	577	5	160	50	39	0.006	0.157	0.041	0.030
2	2007 - 2009	RA	35	180	1200	698	230	5	65	30	16	0.015	0.110	0.046	0.025
		RF	11	115	2000	625	505	11	60	31	15	0.017	0.141	0.070	0.042
		RP	2	600	754	677	109	10	50	30	28	0.005	0.066	0.041	0.035
3	2012-2013	RA	51	420	2590	886	323	2	120	34	21	0.006	0.122	0.039	0.023
		RF	15	210	1200	701	293	5.5	60	27	17	0.010	0.079	0.044	0.026
		RP	13	490	1890	1052	433	5	80	38	21	0.011	0.059	0.036	0.016
4	2015-2019	RA	49	390	1800	854	286	12	85	32	17	0.010	0.132	0.042	0.026
		RF	32	290	2420	855	439	8	111	35	23	0.003	0.143	0.051	0.040
		RP	46	575	2700	1470	466	5	190	89	42	0.010	0.160	0.065	0.033
5	2021-2023	RA	16	290	1115	658	265	10	90	36	24	0.007	0.171	0.061	0.042
		RF	17	465	1480	783	258	3.5	120	42	33	0.002	0.129	0.054	0.041
		RP	4	500	1110	800	314	2	60	26	25	0.002	0.107	0.042	0.046

Fonte: O autor (2024)

2.2. Caracterização das camboas

A caracterização da pesca foi realizada com base em observações diretas e dados de campo coletados durante os períodos correspondentes ao final do Bloco 4 (2018 a 2019) e Bloco 5 (2021 a 2023). Essas informações foram obtidas por meio de visitas regulares aos locais de pesca, anotações de parâmetros estruturais da pesca e registros detalhados das práticas empregadas. O método de coleta de dados buscou documentar as técnicas, equipamentos e estratégias utilizadas, considerando as particularidades de cada camboa.

2.3. Mapeamento das áreas de instalação das camboas e interpolação de dados

Ao longo dos anos de monitoramento, os locais de pesca foram mapeados com uso de *GPS Garmin* e nomeados de acordo com a denominação local (Figura 1) e incluíram toda a extensão na qual as redes são armadas. O mapeamento foi atualizado em 2018/2023 com o apoio de pescadores locais, a fim de confirmar a posição e extensão de camboas desativadas, utilizando o software *GPS Logger*. Em cada desembarque, foram coletados dados das camboas, como o nome do pescador e da camboa, coordenadas do chiqueiro e o tamanho da rede.

Para uma análise detalhada da distribuição temporal e espacial, os dados foram importados e

processados no *software* QGIS 3.3.2, etapa essencial para facilitar a visualização dos locais de amostragem em um contexto espaço-temporal. Para gerar os mapas, foi aplicada a interpolação por *Inverse distance weighted* (IDW). Esse método é baseado na suposição de que a superfície de interpolação deve ser mais influenciada pelos pontos próximos e menos pelos pontos mais distantes (Rezaee *et al.*, 2016). Foi estabelecido pelos autores que a superfície de interpolação é uma média ponderada dos pontos de amostra e o peso atribuído a cada ponto de amostra diminui à medida que a distância do ponto de interpolação ao ponto de amostra aumenta. Shepard (1968) introduziu pela primeira vez a função de peso IDW como:

$$w_i = \frac{h_i^{-p}}{\sum_{j=1}^n h_j^{-p}}$$

onde h_i é a distância entre o ponto interpolado e o ponto de amostra (i), p é a potência que controla a influência dos pontos próximos, n é o número de pontos de amostra que serão usados para estimar o valor do ponto interpolado, e w_i é o peso atribuído a cada ponto de amostra i . Franke e Nielson (1980) modificaram esta fórmula da seguinte maneira:

$$w_i = \frac{[R - h_i/R \cdot h_i]^2}{\sum_{j=1}^n [R - h_j/R \cdot h_j]^2}$$

onde h_i é a distância do ponto de interpolação ao ponto de amostra i , R é a distância do ponto interpolado ao ponto de amostra mais distante, e n é o número total de pontos de amostra. O método foi escolhido por ser uma método de interpolação mais robusto, e apresentar uma boa aplicabilidade para dados de pesca (Chen *et al.*, 2016), além de ser rápido e fácil de operar (Gumiere *et al.*, 2014).

Foi utilizando a ferramenta “*Interpolação IDW*” para gerar as camadas, onde dados referentes às médias de capturas, tamanhos de redes e CPUEs dos 5 blocos amostrados, e da série histórica foram inseridos no campo “*Atributo de interpolação*”, e no campo “*Extensão*” foi delimitado uma “*camada máscara*” da área amostrada dos três principais rios do estuário. Foi selecionado um tamanho de pixel de 10 metros por questões gráficas, e os demais atributos foram mantidos os padrões da ferramenta. As escalas das legendas foram padronizadas com os valores máximos e mínimos observados, visando facilitar a compreensão e possibilitando fazer comparação entre os períodos amostrados.

2.4. Análise de dados

Foram analisados dados de 345 desembarques de camboa nos três principais rios do estuário, conforme ilustrado na Figura 2. Os anos de amostragem foram organizados em cinco blocos (Tabela

1), levando em consideração os ciclos de coleta dos projetos. Para investigar a relação entre o tamanho das redes de camboa e a captura total, utilizamos um modelo de regressão linear simples, com intercepto fixado em zero (Petrere *et al.*, 2010), partindo do pressuposto de que a captura está diretamente relacionada ao esforço de pesca. Para entender a relação entre a CPUE e o esforço foram feitos ajustes lineares e não lineares e selecionados os modelos com menor AIC (*Akaike Information Criterion*) que corresponderam a uma regressão linear simples. Para verificar diferenças estatísticas entre grupos, aplicamos os testes não paramétricos de *Mann-Whitney* e *Kruskal-Wallis*. As estações do ano foram classificadas em seca (setembro a fevereiro) e chuvosa (março a agosto), adaptado de Barletta e Costa (2009), em um estudo conduzido em um estuário no norte do estado. Essas análises foram realizadas através do *software* Past 4.03, com níveis de significância considerados de $p = 0,05$.

Buscando compreender a influência de uma variedade de fatores, incluindo variáveis ambientais, temporais e operacionais, sobre a efetividade na captura, utilizamos Modelos Aditivos Generalizados (GAM), selecionando para esta análise as camboas que foram mais amostradas em cada rio ao longo do tempo. Para ajustar melhor o modelo e aproximar os dados de uma distribuição normal os dados foram transformados ($\text{Log}(x+1)$) na variável resposta CPUE, e nas explicativas tamanho da rede e amplitude de maré. Foram testadas todas as combinações possíveis entre as covariáveis, e apenas os modelos com o menor AIC foi retido:

- *Porto Alegre (RA, N=51):* $\text{gam}(\log(\text{CPUE}) \sim \text{lua} + \text{bloco} + \text{estação} + s(\log(\text{amplitude de maré}), k=20) + s(\log(\text{tamanho da rede}), k = 10), \text{data} = \text{dados.ragam}, \text{optimizer} = c(\text{"outer"}), \text{family} = \text{gaussian});$
- *Gorcana (RF, N=26):* $\text{gam}(\log(\text{CPUE}) \sim \text{lua} + \text{bloco} + \text{estação} + s(\log(\text{amplitude de maré}), k=20) + s(\log(\text{tamanho da rede}), k = 10), \text{data} = \text{dados.ragam}, \text{optimizer} = c(\text{"outer"}), \text{family} = \text{gaussian});$
- *As Cobras (RP, N=31):* $\text{gam}(\log(\text{CPUE}) \sim \text{lua} + \text{bloco} + \text{estação} + s(\log(\text{amplitude de maré}), k=20) + s(\log(\text{tamanho da rede}), k = 10), \text{data} = \text{dados.ragam}, \text{optimizer} = c(\text{"outer"}), \text{family} = \text{gaussian});$

Essa abordagem estatística permitiu explorar de maneira abrangente e flexível as complexas interações entre esses fatores e as capturas observadas, sendo um método flexível para identificar efeitos não lineares de covariáveis em diversas situações de modelagem, especialmente nas quais se tornaram populares os modelos lineares generalizados. Os modelos aditivos podem ser utilizados de forma analítica para entender o efeito das covariáveis e testar hipóteses sobre esses efeitos (Hastie e Tibshirani, 1987). As análises foram realizadas no software RStudio (R Core Team, 2024), e os

resultados obtidos forneceram *insights* valiosos sobre a dinâmica da pesca nas camboas, auxiliando na interpretação dos padrões observados ao longo do período de estudo.

2.5. Caracterização das capturas

Em cada desembarque monitorado os peixes foram medidos, pesados e identificados a nível de família, gênero ou espécie sempre que possível. O peso e/ou número de indivíduos foram registrados por família. Ao longo dos anos, exemplares de várias espécies foram levados ao laboratório para serem identificados com chaves taxonômicas e adicionados à coleção (dados não publicados).

A partir desses dados foi elaborada uma lista das espécies mais representativas identificadas nas capturadas ao longo dos anos, contendo o tamanho médio dos indivíduos registrados durante os desembarques, em comparação com os tamanhos de primeira maturidade sexual relatados na literatura relacionada à base de dados do fishbase e do portal SALVE do ICMBio. Isso nos permite identificar que, em várias situações, os peixes são capturados ainda juvenis, antes de completarem seu ciclo biológico.

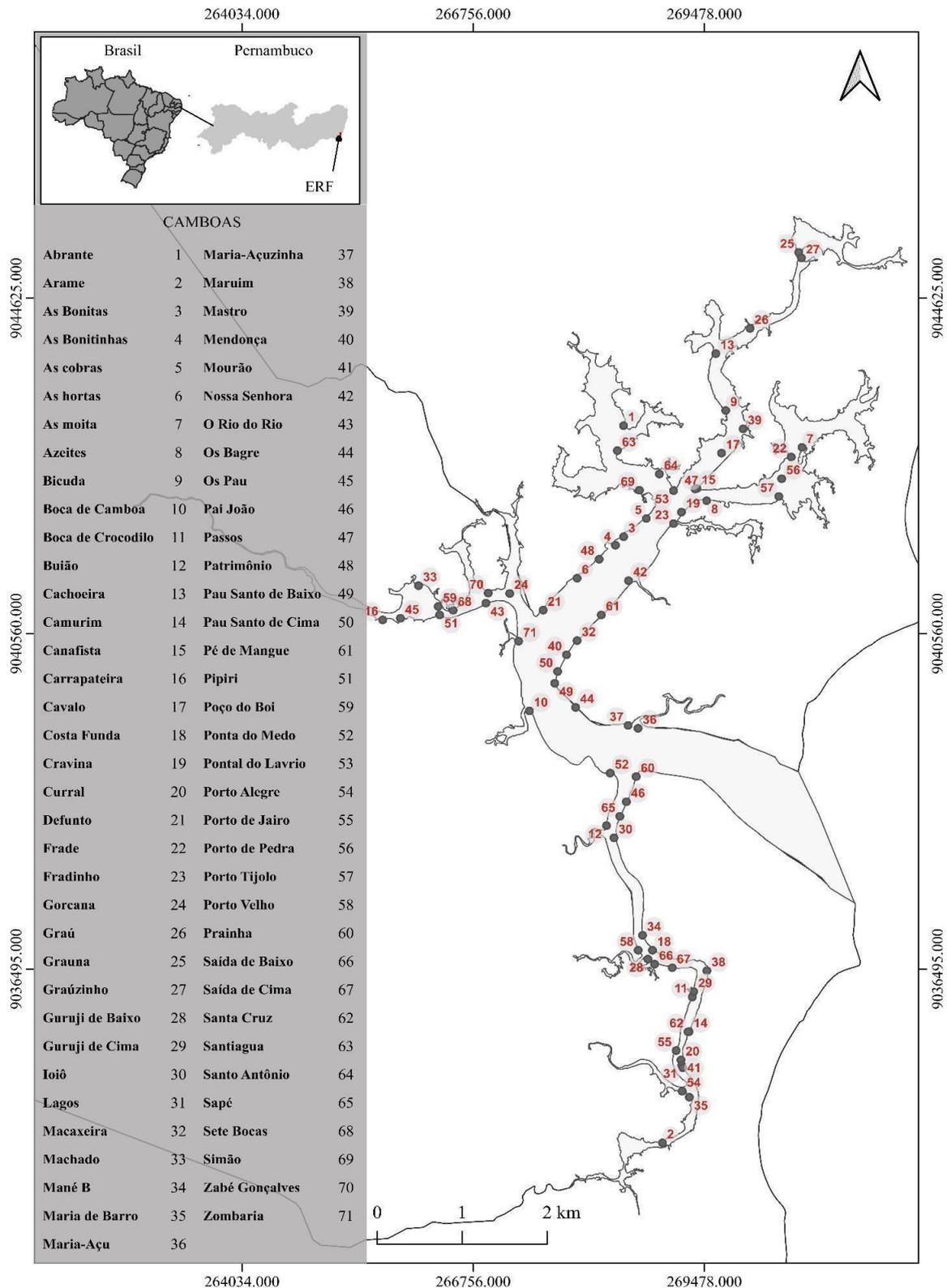
Também foi adicionado à lista a espécie *Epinephelus itajara* (*Epinephelidae*), por se tratar de uma espécie protegida pela lei (Portaria Interministerial nº 13, de 2015), que proíbe a captura, transporte, armazenamento, comercialização, beneficiamento e industrialização do Mero em todo o território nacional. A proibição foi prorrogada até 2024, de acordo com a Portaria MMA Nº 148, de 7 de junho de 2022, mas por se tratar de uma pesca não seletiva e uma espécie dependente do ambiente estuarino, sempre ocorreram, e ainda ocorrem capturas nas camboas

1. RESULTADOS

1.1. Distribuição e caracterização da pesca de camboa

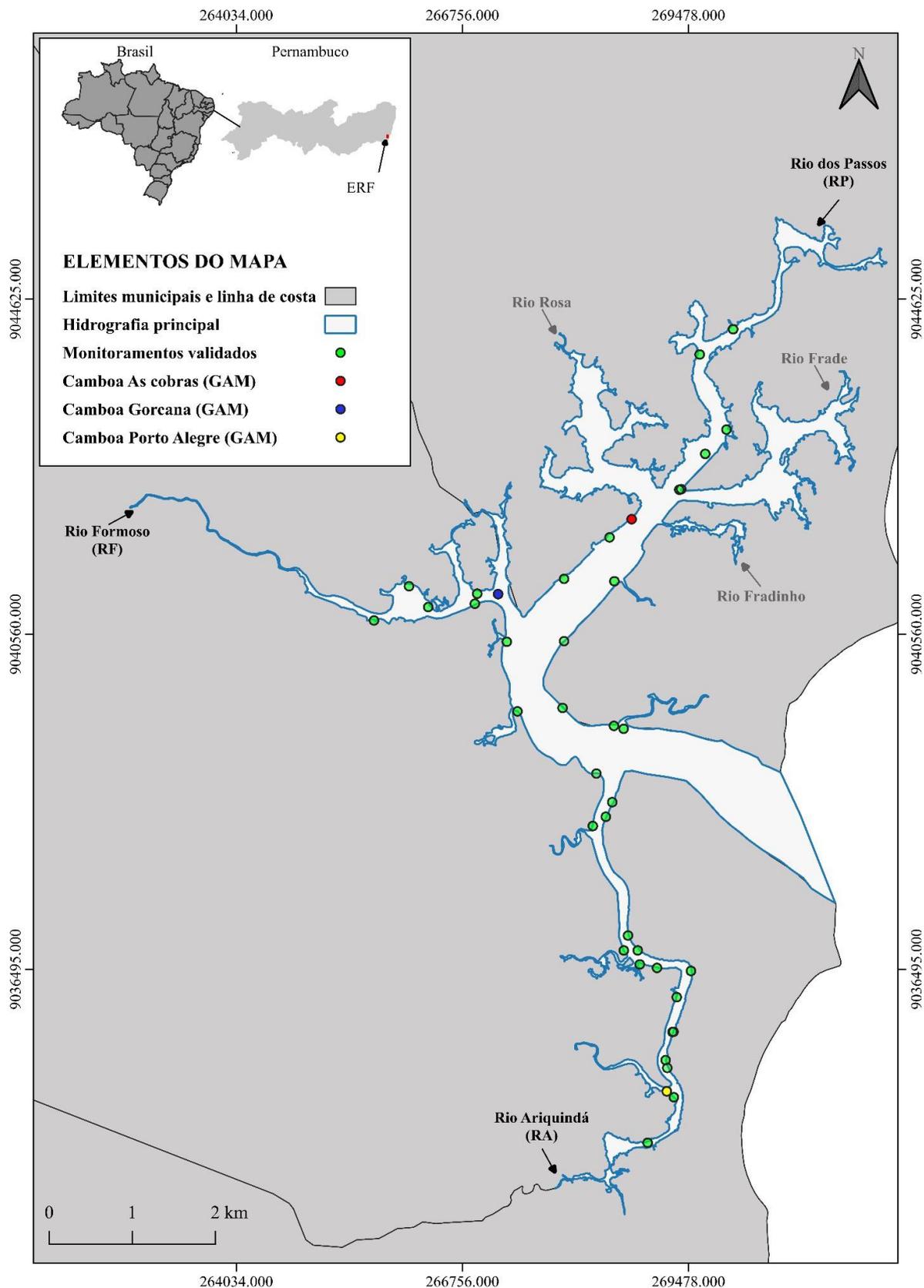
Ao todo foram catalogadas 71 camboas no ERF, distribuídas da seguinte forma: 23 no Rio RA, 15 no RF e 23 no RP, além de 10 camboas localizadas em rios secundários (Figura 1). As camboas do ERF apresentam estruturas distintas, sendo predominantemente armadas nas margens dos rios (Figura 3), e em determinadas áreas, parte da rede é armada de forma a "fechar" os canais principais dos rios (Figura 4). Após a seleção do local adequado, os pescadores iniciam o processo de "balizamento", que consiste na distribuição de estacas (Figura 5.a) e pedaços de raízes dobrada em forma de "V", geralmente de mangue-vermelho (*Rhizophora mangle*), utilizados para fixar as redes ao substrato em intervalos de 1,5 a 2 metros (Figura 5.b). As raízes são descartadas após o uso, enquanto as estacas são reaproveitadas. Em alguns casos, os pescadores optam por substituir as raízes por "forquilhas" feitas com madeira de mangue-branco (*Laguncularia racemosa*), e utilizam madeira de outras árvores da mata, como a biriba (*Eschweilera ovata*), para confeccionar as estacas.

Figura 1 – Mapa com a localização das 71 camboas catalogadas ao longo dos anos de amostragem no ERF. O Rio Ariquindá (RA) possui 23 camboas; O Rio Formoso (RF) possui 15 camboas; O Rio dos Passos (RP) possui 23 camboas e 10 camboas estão dispostas nos demais rios.



Fonte: O autor (2024)

Figura 2 – Mapa de localização dos pontos dos desembarques analisados no presente estudo. Os pontos verdes são os locais com dados validados (n= 345); Os pontos coloridos são referente as camboas mais amostradas de cada rio, na série histórica: Ponto azul refere-se a Camboa *Gorcana* no Rio Formoso (RF), o ponto amarelo é referente a Camboa *Porto Alegre* no Rio Ariquindá (RA), e o ponto vermelho, referente a Camboa *As Cobras* no Rio dos Passos (RP).



Fonte: O autor (2024)

Figura 3 – Camboa de costa. Em a): Chiqueiro (CH); b) Rede de volta (RV); c) Estacas do Corpo de rede (CR); d) Canoa típica usada pelos pescadores locais.



Fonte: O autor (2024)

O balizamento ocorre na maré baixa, onde os pescadores distribuem as estacas, posicionam os panos de rede, fazem a fixação no substrato e montam as redes do chiqueiro (CH), estrutura circular onde o pescado fica aprisionado até o desembarque. Com a subida da maré, os pescadores retornam ao local, esticam os panos até o topo das estacas e os prendem com um tipo de sisal, completando assim a montagem da camboa. Na maré baixa seguinte, é feito o “despesque”, no qual os pescadores percorrem as redes removendo os peixes emalhados, e em seguida, um dos pescadores entra no chiqueiro e retira o pescado com o auxílio de uma rede chamada landuá (Figura 6).

Figura 4 – Camboa de canal. Em a) Chiqueiro (CH); b) estacas do Corpo de rede (CR) fechando o canal; c) raízes de *Rhizophora mangle* utilizadas para fixar as redes no substrato.



Fonte: O autor (2024)

Em geral as camboas possuem diferentes partes, cada uma com uma função específica, sendo a maior o corpo de rede (CR) (Figura 7.a), estrutura responsável pelo direcionamento dos peixes para o CH (Figura 7.b). O chiqueiro possui uma porta formada por estacas ligadas ao final do CR e da rede de volta (RV), com a abertura na parte inferior menor para evitar a saída de peixes na maré baixa, e possuem tamanho de malha reduzido (de 15 e 20 mm).

As RVs são estruturas que auxiliam o direcionamento do pescado (Figura 7.c), dependendo do local de montagem. Como são montadas em área de grande amplitude de marés, os camboeiros usam redes “complementares” chamadas de passadeiras (PS), redes que vão para dentro da área alagada no meio dos pés de mangue, evitando a fuga de alguns indivíduos que estão nesses locais durante as marés cheias (Figura 7.d). Na grande maioria das vezes, utilizam-se canoas de madeira, à remo ou equipadas com motores de rabeta (Figura 8), mais adequadas para o armazenamento do pescado, e jangadas são usadas apenas de apoio, geralmente empregam remos ou varas para propulsão, facilitando a manobra em determinados locais.

Figura 5 – Início do processo de balizamento com distribuição das estacas (a) e das raízes para fixação das redes no substrato (b).



Fonte: O autor (2024)

Figura 6 – Landuá é a rede utilizada pra retirar os peixes do CH, que é a estrutura com estacas dispostas de forma circular, com uma abertura para onde são direcionados e aprisionados os peixes.



Fonte: O autor (2024)

Figura 7 – As camboas do ERF são compostas basicamente por: Corpo de rede (a), responsável pelo direcionamento do pescado; Chiqueiro (b), local onde é aprisionado o pescado é realizado a “despesca”; Rede de volta (c), auxilia no direcionamento do pescado para a abertura do chiqueiro e Passadeira (d), parte do corpo de rede que entra na direção do manguezal, cercado toda a área alagada.



Fonte: O autor (2024)

Figura 8 – Canoas de madeira usadas pelos pescadores, geralmente usam “varas” ou motores de rabeta como propulsão.

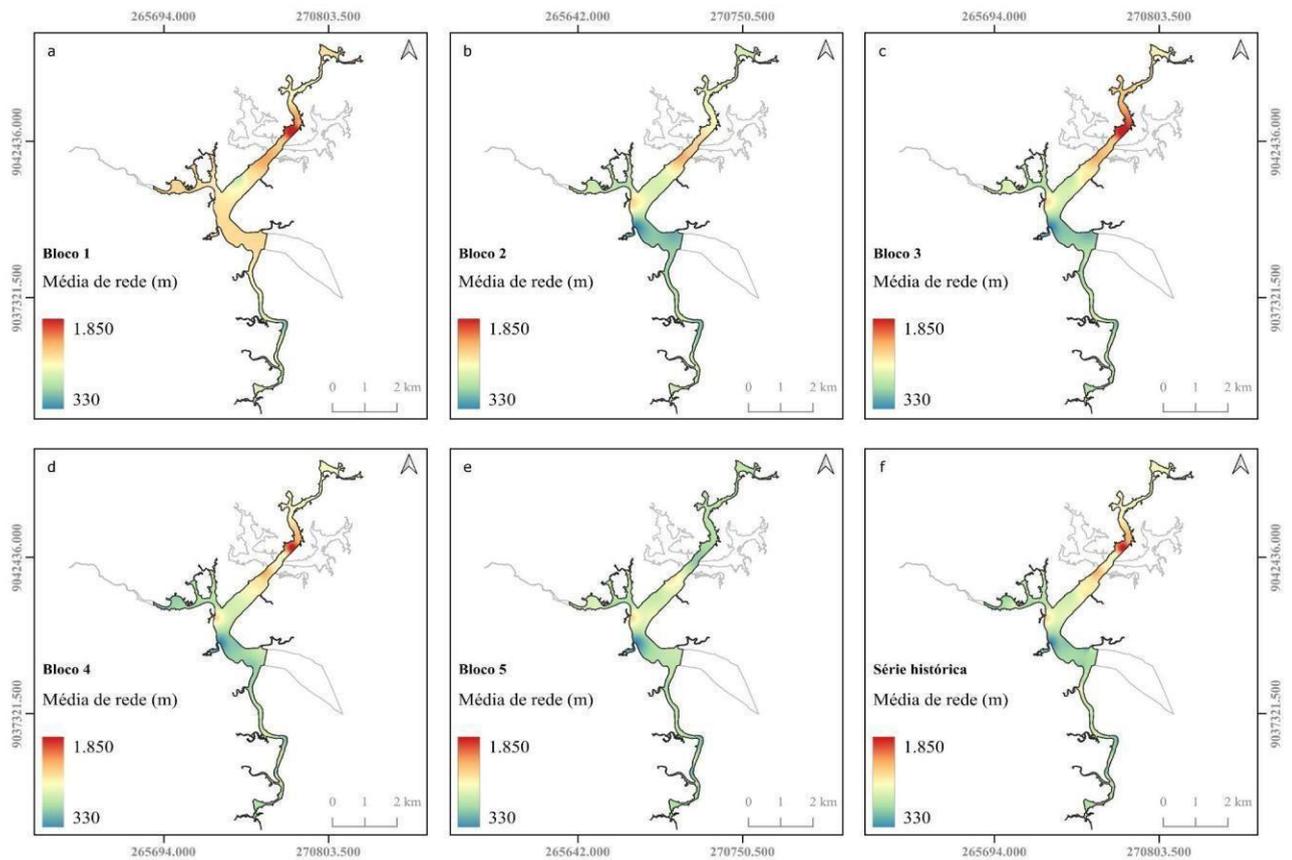


Fonte: O autor (2024)

3.2 Variação espacial e temporal de esforço (m), captura (kg) e CPUE (kg/m)

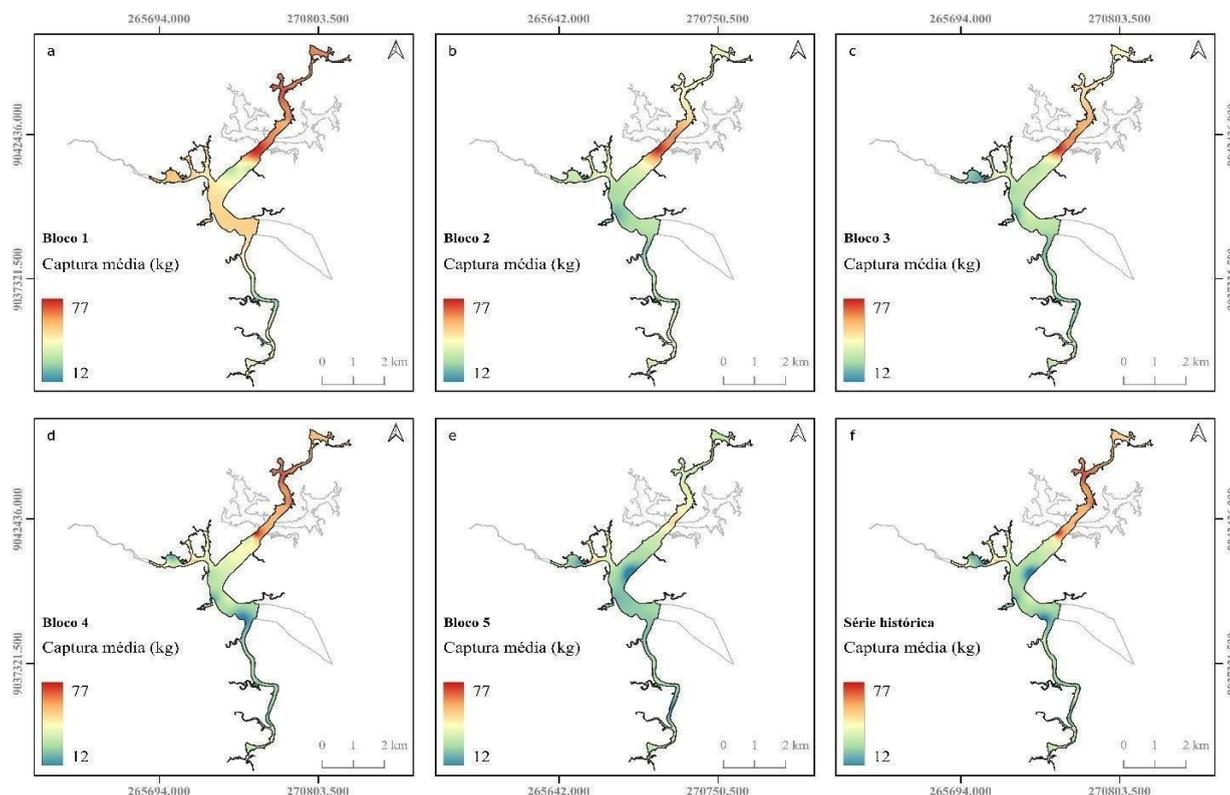
Através da interpolação por IDW, foi evidenciado o maior esforço, medido pela extensão das redes, na região de confluência entre os rios Rosa, Frade e Passos para todos os blocos, exceto o bloco 5 (Figura 9.e). Consequentemente, o RP apresentou maior índice de esforço em toda série histórica (Figura 9.f). A distribuição das capturas também foi mapeada. Os resultados da interpolação mostram que as camboas do RP também apresentaram as maiores capturas nos blocos 1 (Figura 10.a), 2 (Figura 10.b), 3 (Figura 10.c), 4 (Figura 10.d) e na série histórica (Figura 10.f).

Figura 9 – Espacialização dos dados de esforço (tamanho médio de rede) através de IDW. O gradiente reflete ainda valores mínimos (azul) e valores máximos (vermelho). Em a) foram interpolados dados referentes ao período do bloco 1 (2000); b) bloco 2 (2007 a 2009); c) bloco 3 (2012 e 2013); d) bloco 4 (2015 a 2019); e) bloco 5 (2021 a 2023) e f) é referente a interpolação da série histórica.



Fonte: O autor (2024)

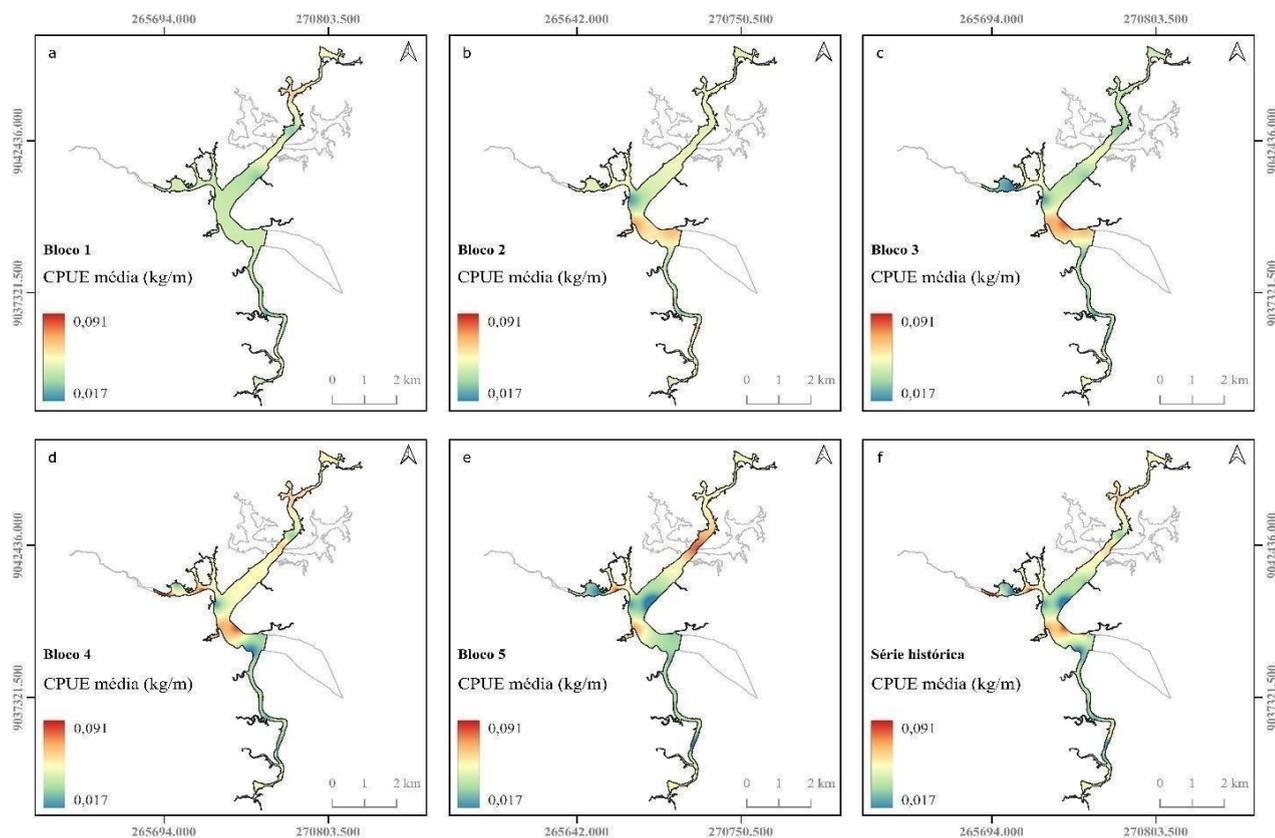
Figura 10 – Espacialização dos dados de captura (kg) através de IDW. O gradiente reflete valores mínimos (azul) e valores máximos (vermelho). Em a) foram interpolados dados referentes ao período do bloco 1 (2000); b) bloco 2 (2007 a 2009); c) bloco 3 (2012 e 2013); d) bloco 4 (2015 a 2019); e) bloco 5 (2021 a 2023) e f) é referente a interpolação da série histórica.



Fonte: O autor (2024)

A interpolação dos dados de CPUE revelou maiores valores nos rios RA e RF (Figura 11). O bloco 1 teve uma distribuição espacial da CPUE bem homogênea entre os rios (Figura 11.a). O RF teve maiores valores ao longo dos blocos 2, (Figura 11.b), 3 (Figura 11.c) principalmente na região de “Boca de Camboa”, “Os Bagre” e “Maria Açú”. No bloco 4, a região próxima às camboas “Carrapateira” e “O rio do rio” (RF) apresentaram maiores valores de CPUE (Figura 11.d). No bloco 5, as regiões das camboas “Boca de Camboa”, “O rio do rio” e “Canafista”, apresentaram maiores CPUEs (Figura 11.e). O RF historicamente apresentou o melhor desempenho, principalmente nas proximidades da camboa “Os Bagre”, “Carrapateira” e “O rio do rio”, seguido da região de confluência dos rios RA, RF e RP (Figura 11.f). O RA não apresentou grandes variações.

Figura 11 – Espacialização dos dados de CPUE (kg/m) através de IDW. O gradiente reflete valores mínimos (azul) e valores máximos (vermelho). Em a) foram interpolados dados referentes ao período do bloco 1 (2000); b) bloco 2 (2007 a 2009); c) bloco 3 (2012 e 2013); d) bloco 4 (2015 a 2019); e) bloco 5 (2021 a 2023) e f) é referente a interpolação da série histórica.



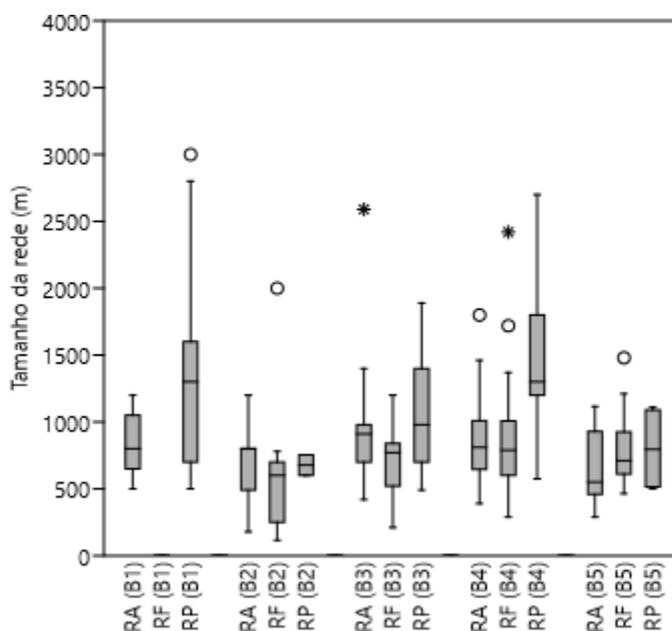
Fonte: O autor (2024)

3.3 Variação temporal dos dados

A variação de esforço (tamanho de rede), capturas e CPUEs por rios e blocos temporais é apresentada nas figuras 12 a 14 respectivamente. Na Figura 12, podemos observar a variação do tamanho das redes (m) utilizadas nos rios analisados ao longo dos blocos amostrais. O tamanho das redes varia de forma considerável entre os locais e blocos, com valores mínimos de 180 m na camboa “*Maruim*” (RA), 115 m na “*Boca de Camboa*” (RF) no B2 e 490 m na camboa “*As cobra*” no RP (B3). Os valores máximos foram de 2590 da camboa “*Arame*” (RA) no B3, 2420 na “*Zombaria*” (RF) no B4 e 3000 na “*Cavalo*” (RP) no B1. Outliers foram observados em alguns blocos e locais, indicando redes excepcionalmente grandes, resultando, segundo relato, da junção de redes de diferentes camboeiros. O RA apresentou valores medianos de tamanho de rede intermediários, entre 550 m no B5 e 910 m no B3.

Já o RF apresentou alta variabilidade principalmente no B2, porém, medianas inferiores em todos os blocos, exceto no B5. Nos blocos 2 e 4, esse rio apresentou tamanho de rede máximos de 2000 m e 2420 m respectivamente, ambos na camboa “Zombaria”. O RP apresentou maior variabilidade nos tamanhos de rede em todos os períodos amostrados, exceto no B2. As medianas foram superiores a 1000 m nos blocos 1 e 4, com as redes da camboa “Cavalo” atingindo 3000 m e 2700 m respectivamente (Figura 12).

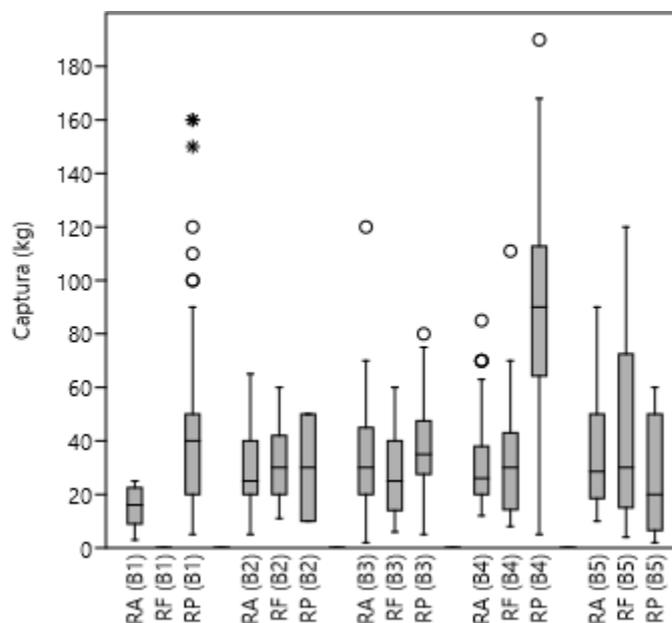
Figura 12 – Boxplot com a variação de esforço (m) entre os rios RA, RF e RP, nos diferentes blocos amostrais.



Fonte: O autor (2024)

Já para as capturas (Figura 13), o RA apresentou medianas inferiores a 40 kg em todos os blocos amostrais. As menores capturas entre os rios amostrados foram registradas no B1 no RA, com mínima de 3 kg na camboa “Maruim” e máxima de 25 kg na camboa “Porto Alegre”. Em contrapartida, no período mais recente (B5), o RA apresentou uma maior variabilidade, com mínima de 10 kg na camboa “Mané B” e máxima de 90 kg na “Arame”. As capturas do RF se comportaram de maneira semelhante às do RA (Figura 13), porém a segunda maior variabilidade de capturas do período amostrado foi registrada no B5, com captura máxima de 120 kg na “Gorcana”. O RP apresentou maior variabilidade de capturas durante as amostragens, principalmente nos blocos 1 e 4. No B1, as capturas variaram de 5 kg na “Graú” a 160 kg na camboa “As cobra”, e no B4 variaram de 5 kg na “Cachoeira” a 190 kg na “Passos”. Apesar da alta variabilidade no bloco mais recente (B5), o RP apresentou a menor mediana com relação às capturas (30 kg).

Figura 13 – Boxplot com a variação das capturas (kg) entre os rios RA, RF e RP, nos diferentes blocos amostrais.

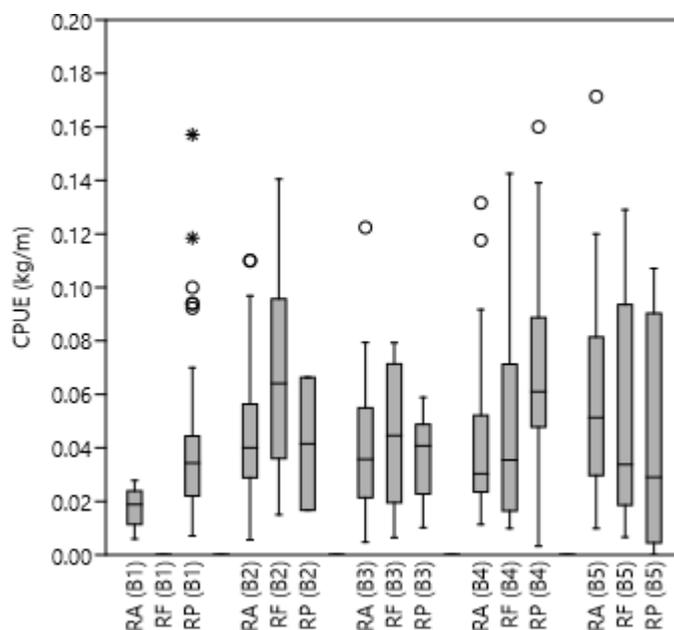


Fonte: O autor (2024)

A Figura 14 ilustra a variação da CPUE com relação aos rios nos diferentes blocos amostrais. O Ariquindá registrou a menor mediana com relação às CPUEs de todo o período amostrado, com valor de 0,021 no B1. Esse rio registrou uma variabilidade considerável de CPUE no B2, com mínima de 0,005 e máxima de 0,110 na camboa “*Porto Alegre*”. Valores assim também foram observados no mesmo rio no B3, com CPUE máxima de 0,112 também na “*Porto Alegre*”, com mínima de 0,004 na “*Maruim*”. No B4 o RA apresentou CPUEs fora do normal nas camboas “*Maria de Barro*” (CPUE = 0,117) e “*Maruim*” (CPUE = 0,131). O RA apresentou as menores CPUEs durante os blocos, exceto no B5, onde apesar da mínima de 0,009 na camboa “*Mane B*”, a camboa “*Arame*” obteve a maior CPUE registrada (CPUE = 0,171).

O Formoso por outro lado apresentou as maiores variabilidades de CPUEs, com mínimas de 0,006 na camboa “*Zombaria*” no B3, e máxima de 0,142 na “*Os Bagre*” no B4. Nos blocos 2 e 3, o RF apresentou as maiores medianas, 0,041 e 0,031 (Figura 14). No início do período amostrado (B1) o RP apresentou valores extremos nas camboas “*Cachoeira*” (CPUE = 0,100), “*Passos*” (CPUE = 0,157) e “*As Cobra*” (CPUE = 0,092; 0,093; 0,094 e 0,118). No B3 o rio teve a menor variabilidade entre os demais, porém apresentou uma variabilidade considerável no período seguinte (B4), com CPUE mínima de 0,003 na camboa “*As Cobra*”, e 0,160 na “*Cachoeira*”. Esse rio também apresentou a menor CPUE da série histórica na camboa “*Macaxeira*”, com CPUE atingindo 0,002 (Figura 14).

Figura 14 – Boxplot com a variação das CPUEs (kg/m) entre os rios RA, RF e RP, nos diferentes blocos amostrais.



3.4. Modelos lineares

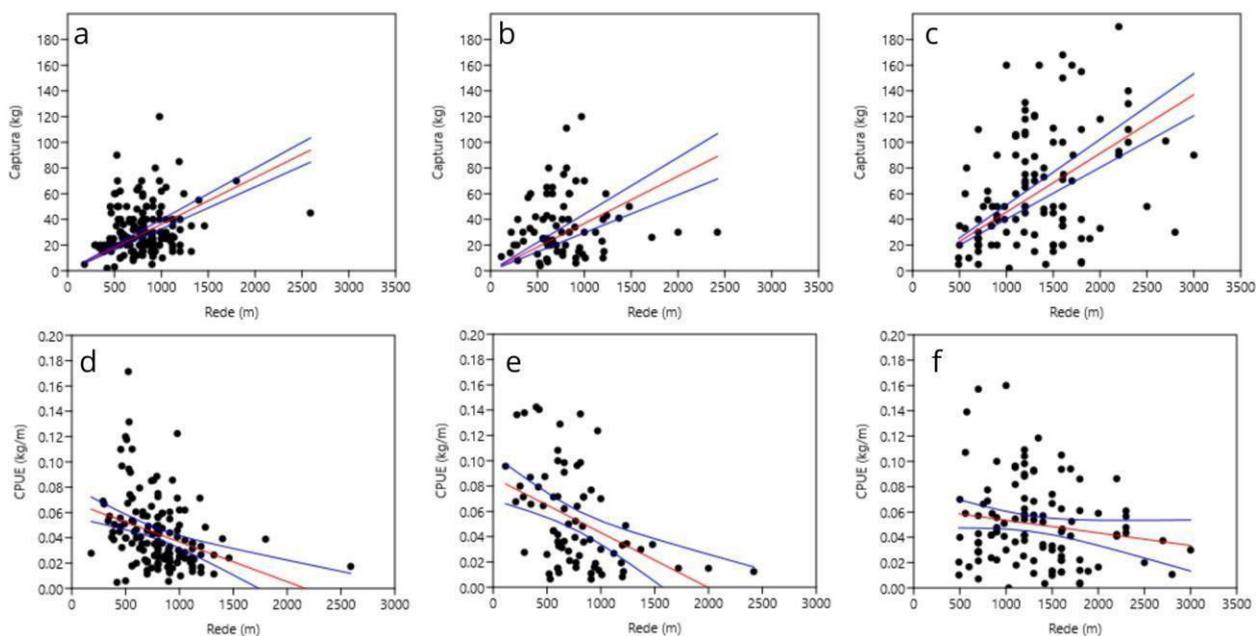
A relação entre o comprimento da rede e a captura (kg), descrita por regressão linear (Figura 15), teve para o RA uma relação positiva, com valor do intercepto fixo em zero. A inclinação da reta foi 0,036, com intervalo de confiança (IC 95%) entre 0,031 e 0,040, indicando um aumento médio de captura de 0,036 kg para cada metro adicional de rede. A correlação foi baixa ($r^2 = 0,037$), mas significativa ($p < 0,05$). Já a CPUE apresentou uma relação negativa significativa com o comprimento da rede, sugerindo que há uma redução na eficiência de captura à medida que as redes aumentam de tamanho e atingem o limite de captura. O coeficiente de correlação foi moderado ($r^2 = 0,114$) com $p < 0,05$.

No RF, embora a inclinação da relação rede-captura tenha sido positiva (0,036), a correlação foi muito baixa ($r^2 = 0,009$) e não significativa ($p > 0,05$). Isso sugere que neste rio o aumento no comprimento da rede não está fortemente associado à captura total. Relativo a CPUE do RF, observou-se uma relação negativa significativa entre a CPUE e o comprimento da rede. O coeficiente de correlação foi moderado ($r^2 = 0,197$), indicando uma diminuição na eficiência com redes maiores ($p < 0,05$).

Na região RP, a captura aumentou significativamente com o comprimento da rede ($p < 0,05$), com inclinação de 0,045. A correlação foi moderada ($r^2 = 0,134$). A relação entre CPUE e o comprimento da rede foi negativa (Figura 15), mas não significativa ($p > 0,05$), com correlação

baixa ($r^2 = 0,026$). As estatísticas das regressões apresentadas estão disponíveis no Anexo C.

Figura 15 – Regressões lineares entre captura e esforço, e entre CPUE e esforço, para os diferentes rios do ERF. Em “a” e “d” referente aos dados do RA; “b” e “e” referente ao RF e “c” e “f” referente ao RP. Em vermelho a linha de tendência e azul os intervalos de confiança.



Fonte: O autor (2024)

3.5. Relação entre CPUE e fatores ambientais, temporais, espaciais e estruturais das camboas

Diferenças significativas nas CPUEs entre estações, blocos amostrais de cada rio e os tipos de armação das camboas foram detectadas a partir do teste *Kruskal-Wallis* ($p < 0.05$), sugerindo que esses fatores influenciam significativamente o sucesso das capturas. Por outro lado, não foram encontradas diferenças significativas em relação às fases da lua e entre as CPUEs da série histórica dos rios (Tabela 2).

Tabela 2 – Resultados do teste de *Kruskal-Wallis*, indicando que há diferença significativa de CPUE entre as estações do ano, blocos amostrais, tipo de armação, luas e entre os rios.

Variável	χ^2	p value	sig.
Estação	24.87	0.000	*
Bloco p/ Rio	36.47	0.000	*
Armação	26.66	0.000	*
Lua	14.58	0.202	
Rio	3.926	0.140	

Fonte: O autor (2024)

A partir dos resultados do *Kruskal-Wallis*, utilizamos o teste pareado de *Mann-Whitney* para verificar onde há, dentro de cada grupo, diferenças significativas. Para as estações (seca e chuvosa), a Tabela 3 traz os valores de *p* das estações entre os diferentes rios, onde foram observadas diferenças significativas de CPUE entre as estações Seca do RF e Chuvosa nos RA e RP ($p < 0,05$). A estação Seca do RA apresentou diferenças significativas entre a Chuvosa do RA e do RP ($p < 0,05$). Houve diferença significativa entre a estação Chuvosa do RA e Rp com relação a Seca do RA, RP e RF ($p < 0,05$). E por fim, também foram observadas diferenças significativas entre a Seca do RP e a Chuvosa no RA e RP ($p < 0,05$). O RA apresentou a menor mediana de CPUE na estação chuvosa (0,035), e a maior mediana, 0,052, foi registrada na Seca do RF (Anexo D).

Tabela 3 – Resultados do teste de *Mann-Whitney* mostrando os valores de *p*, que indicam onde há diferenças entre as estações nos diferentes rios.

	RF seca	RF chuvosa	RA seca	RA chuvosa	RP seca	RP chuvosa
RF seca		0.112	0.085	0.000 *	0.387	0.002 *
RF chuvosa	0.112		0.330	0.378	0.354	0.400
RA seca	0.085	0.330		0.000 *	0.720	0.015 *
RA chuvosa	0.00 *	0.378	0.000 *		0.004 *	0.823
RP seca	0.387	0.354	0.720	0.004 *		0.030 *
RP chuvosa	0.00 *	0.400	0.015 *	0.823	0.030 *	

Fonte: O autor (2024)

Em relação aos blocos amostrais entre (Tabela 4) O RA apresentou diferenças significativas nas CPUEs se comparado as amostragens do B1 com os blocos B2, B3, B4 e B5 ($p < 0,05$). Além disso, também foram observadas no B1 diferenças significativas entre o RF B2, RP B3 e B4 ($p < 0,05$). No B2, as CPUEs do RA foram significativamente diferentes das do RF B2 e RP B4 ($p < 0,05$). Já o RF, apresentou diferenças significativas no seu B2 quando comparado as do RA B1 e B2, e RP B1 e B3 ($p < 0,05$). Foram encontradas diferenças significativas para os blocos 3 e 4 do RF comparadas ao B4 do RP ($p < 0,05$).

Houve diferenças significativas no início do período amostral (B1) do RP comparado ao ao B4, e aos blocos 2 do RF, 1 e 5 do RA ($p < 0,05$). Os valores de CPUE do B3 foram significativamente diferentes dos valores do B4, e do B1 do RA ($p < 0,05$). No período referente ao B4, as CPUEs do RP apresentaram diferenças significativas em relação às CPUEs dos valores dos blocos 3 e 4 do RF, e 1, 2, 3 e 4 do Ra ($p < 0,05$). As menores medianas foram registradas no B1 no RA (0,019), e a maior (0,064) no B2 do RF (Anexo E).

Tabela 4 – Resultados do teste de *Mann-Whitney* mostrando os valores de *p*, que indicam onde há diferenças significativas entre os os blocos amostrais nos diferentes rios.

	RF B2	RF B3	RF B4	RF B5	RA B1	RA B2	RA B3	RA B4	RA B5	RP B1	RP B2	RP B3	RP B4	RP B5
RF B2		0.101	0.122	0.249	0.009 *	0.088	0.012 *	0.054	0.521	0.019 *	0.490	0.037 *	0.936	0.267
RF B3	0.101		0.864	0.636	0.065	0.767	0.525	0.985	0.352	0.510	0.708	0.446	0.048 *	0.651
RF B4	0.122	0.864		0.817	0.075	0.502	0.594	0.823	0.341	0.612	0.942	0.608	0.035 *	0.632
RF B5	0.249	0.636	0.817		0.050	0.978	0.407	0.761	0.552	0.495	0.842	0.503	0.233	0.687
RA B1	0.009 *	0.065	0.075	0.050		0.003 *	0.021 *	0.009 *	0.015 *	0.014 *	0.696	0.034 *	0.004 *	0.713
RA B2	0.088	0.767	0.502	0.978	0.003 *		0.070	0.593	0.260	0.063	0.706	0.243	0.001 *	0.395
RA B3	0.012 *	0.525	0.594	0.407	0.021 *	0.070		0.172	0.050	0.923	1.000	0.881	0.000 *	0.685
RA B4	0.054	0.985	0.823	0.761	0.009 *	0.593	0.172		0.206	0.263	0.813	0.376	0.001 *	0.471
RA B5	0.521	0.352	0.341	0.552	0.015 *	0.260	0.050	0.206		0.042 *	0.623	0.079	0.292	0.277
RP B1	0.019 *	0.510	0.612	0.495	0.014 *	0.063	0.923	0.263	0.042 *		0.981	0.897	0.000 *	0.674
RP B2	0.490	0.708	0.942	0.842	0.696	0.706	1.000	0.813	0.623	0.981		0.799	0.409	0.817
RP B3	0.037 *	0.446	0.608	0.503	0.034 *	0.243	0.881	0.376	0.079	0.897	0.799		0.001 *	0.610
RP B4	0.936	0.048 *	0.035 *	0.233	0.004 *	0.001 *	0.000 *	0.001 *	0.292	0.000 *	0.409	0.001 *		0.204
RP B5	0.267	0.651	0.632	0.687	0.713	0.395	0.685	0.471	0.277	0.674	0.817	0.610	0.204	

Fonte: O autor (2024)

Também foram observadas diferenças estatisticamente significativas entre os diferentes tipos de armação das camboas (Tabela 5). Foram observadas diferenças significativas entre as camboas de Costa nos três rios ($p < 0,05$). As camboas do tipo Costa do RA apresentaram CPUEs significativamente diferentes entre as de Costa do RP, e Costa Canal dos RA, RF e RP ($p < 0,05$). As camboas de Costa Canal também tiveram CPUEs significativamente diferentes dos demais tipos ($p < 0,05$). A menor mediana das CPUEs relativo aos tipos de armação foi de 0,027 para camboas de costa do RA e RF, e a maior (0,061), foi registrada nas camboas de Canal do RF (Anexo F).

Tabela 5 – Resultados do teste de *Mann-Whitney* mostrando os valores de *p*, que indicam onde há diferenças significativas entre os diferentes tipos de armação das redes.

Tipos de armação	Costa RF	Canal RF	Costa Canal RF	Canal RA	Canal RA	Costa Canal RA	Costa RP	Costa Canal RP
Costa RF		0.221	0.002 *	0.328	0.161	0.003 *	0.048 *	0.002 *
Canal RF	0.221		0.975	0.151	0.369	0.508	0.386	0.794
Costa Canal RF	0.002 *	0.975		0.000 *	0.127	0.083	0.069	0.458
Costa RA	0.328	0.151	0.000 *		0.304	0.002 *	0.048 *	0.000 *
Canal RA	0.161	0.369	0.127	0.304		0.507	0.634	0.236
Costa Canal RA	0.003 *	0.508	0.083	0.002 *	0.507		0.643	0.258
Costa RP	0.048 *	0.386	0.069	0.048 *	0.634	0.643		0.203
Costa Canal RP	0.002 *	0.794	0.458	0.000 *	0.236	0.258	0.203	

Fonte: O autor (2024)

Para Para analisar de forma integrada a influência das variáveis nos valores de CPUE, os modelos gerais aditivos ou GAMs foram ajustados com uma família gaussiana e função de ligação identidade, com o objetivo de explorar a relação entre a CPUE de camboas selecionadas pela sua frequência na série temporal e uma série de variáveis explicativas, incluindo fatores ambientais e operacionais. A fórmula do modelo incluiu a fase da lua, o bloco temporal, a estação do ano, amplitude de maré e o tamanho da rede. Para esta análise foram selecionadas camboas para as quais séries longas de dados eram disponíveis.

No GAM ajustado para a camboa “*Gorcana*” (RF), evidenciou que a CPUE é influenciada pelo fator temporal, onde o bloco 4 apresentou uma redução significativa ($p < 0.05$) na CPUE em comparação ao bloco de referência (Tabela 6). O bloco 3 também indicou uma redução, embora marginalmente não significativa ($p > 0.05$). Já o bloco 5 não mostrou diferença relevante ($p > 0.051$). As luas, estações e a amplitude de maré não foram estatisticamente significativas. Apesar de um r^2 ajustado negativo, o modelo obteve 30.7% de desvio explicado (*deviance explained*), o que sugere que foram capturados uma parte razoável da variabilidade nos dados. O Critério de Validação Cruzada Generalizada (GCV) foi de 0.937, e a estimativa de escala foi de 0.612, indicando que, apesar do esforço de modelagem, o ajuste global foi modesto.

Tabela 6 – Resumo do modelo GAM para Camboa *Gorcana* (RF).

Termo	Estimativa	Erro Padrão	Valor t	Pr(> t)	Sig.
(Intercepto)	-3.065	0.378	-8.116	0.000	***
Crescente	0.329	0.448	0.734	0.473	
Minguante	0.283	0.541	0.523	0.608	
Nova	0.495	0.470	1.054	0.307	
Bloco 3	-0.484	0.284	-1.706	0.106	
Bloco 4	-0.649	0.273	-2.378	0.029	*
Bloco 5	-0.186	0.445	-0.418	0.681	
Seca	0.121	0.410	0.294	0.772	
Termo suavizado	edf	Ref.df	F	p-valor	Sig.
s(log(amplitude de maré))	0.999	0.999	0.732	0.400	
s(log(tamanho da rede))	0.993	0.993	1.346	0.264	

Signif. codes: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1
Family: gaussian **R-sq.(adj)** = -0.019 **Deviance explained** = 30.7%
GCV = 0.93731 **AIC:** 70.00747 **Scale est.** = 0.61285 **N** = 26

Fonte: O autor (2024)

Para o modelo ajustado aos dados da camboa “*Porto Alegre*” (RA), revelou influências significativas das fases da lua, onde a fase minguante apresentou um efeito significativo positivo na

CPUE, com um coeficiente de 0.57636 ($p < 0,05$), sugerindo que a fase minguante pode estar associada a maiores capturas (Tabela 7). As demais fases da lua (crescente e nova) não mostraram efeitos estatisticamente significativos ($p > 0,5$). Os blocos temporais não demonstraram efeito significativo na CPUE, da mesma forma, a variável estação do ano não foi significativa ($p > 0,5$), sugerindo que não houve diferenças substanciais na CPUE entre os períodos sazonais.

Tabela 7 – Resumo do modelo GAM para Camboa *Porto Alegre* (RA).

Termo	Estimativa	Erro Padrão	Valor t	Pr(> t)	Sig.
(Intercepto)	-3.736	0.614	-6.081	0.000	***
Crescente	0.238	0.313	0.760	0.452	
Minguante	0.576	0.253	2.275	0.028	*
Nova	0.058	0.257	0.228	0.821	
Bloco 2	-0.087	0.651	-0.134	0.894	
Bloco 3	0.385	0.654	0.589	0.559	
Bloco 4	0.057	0.643	0.089	0.929	
Bloco 5	0.315	0.711	0.443	0.660	
Seca	0.214	0.184	1.162	0.252	
Termo suavizado	<i>edf</i>	<i>Ref.df</i>	<i>F</i>	<i>p-valor</i>	<i>Sig.</i>
s(log(amplitude de maré))	1.000	1.000	0.029	0.865	
s(log(tamanho da rede))	1.156	1.297	8.433	0.003	**

Signif. codes: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1

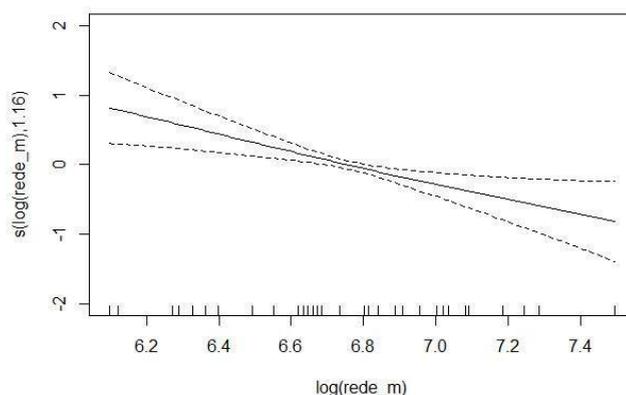
Family: gaussian **R-sq.(adj)** = 0.204 **Deviance explained** = 36.6%

GCV = 0.43781 **AIC:** 101.7404 **Scale est.** = 0.34204 **N** = 51

Fonte: O autor (2024)

No entanto, o termo suavizado para o tamanho da rede foi significativo ($p < 0,05$). Na Figura 16, o gráfico deste termo indicou uma relação negativa entre o log do tamanho da rede e a CPUE, onde redes maiores estão associadas a uma menor CPUE, o que pode ser interpretado como uma eficiência reduzida para redes muito grandes. O desvio explicado do modelo foi de 36,6%, e o r^2 ajustado de 0,204, o que sugere que o modelo também capturou parte razoável da variabilidade nos dados.

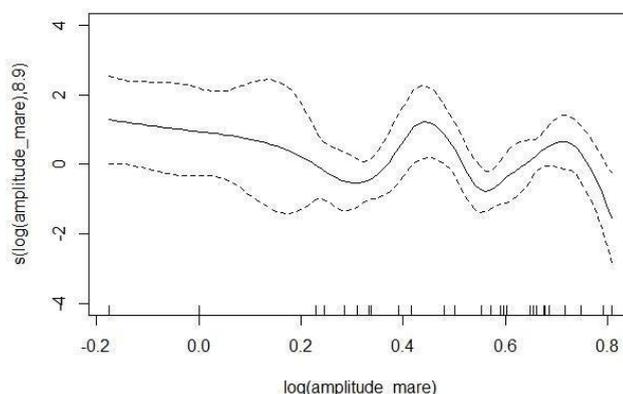
Figura 16 – Gráfico de efeito parcial representando a relação estimada entre o tamanho da rede e a CPUE com base no modelo GAM ajustado. A linha sólida representa o efeito suavizado da amplitude de maré sobre a CPUE, enquanto as linhas tracejadas indicam os intervalos de confiança de 95%, refletindo a incerteza associada às estimativas. Valores positivos indicam que o tamanho da rede está associado a um aumento na CPUE, enquanto valores negativos indicam o contrário. Observa-se que a relação é linear e negativa.



Fonte: O autor (2024)

Para a camboa “*As Cobra*”, no Passos (Tabela 8), foi observado um efeito significativo apenas para a variável amplitude de maré ($p < 0,05$). Esse efeito não é linear, apresentando variações ao longo do intervalo, onde para valores menores de amplitude de maré, o efeito sobre a CPUE é negativo, sugerindo que, nessas condições, a eficiência da captura tende a ser menor. Conforme a amplitude da maré aumenta, o efeito suavizado torna-se positivo, indicando que uma maior amplitude de maré favorece a captura, resultando em CPUE mais altas. Para valores ainda maiores, o efeito retorna para próximo de zero e depois começa a diminuir, sugerindo que, embora uma maior amplitude de maré inicialmente favoreça a CPUE, há um ponto em que esse efeito deixa de ser positivo (Figura 17).

Figura 17 – Gráfico de efeito parcial representando a relação estimada entre a amplitude de maré e a Captura por Unidade de Esforço (CPUE) com base no modelo GAM ajustado. A linha sólida representa o efeito suavizado da amplitude de maré sobre a CPUE, enquanto as linhas tracejadas indicam os intervalos de confiança de 95%, refletindo a incerteza associada às estimativas. Valores positivos indicam que a amplitude de maré está associada a um aumento na CPUE, enquanto valores negativos indicam o contrário. Observa-se que a relação entre amplitude de maré e CPUE não é linear.



Fonte: O autor (2024)

Os intervalos de confiança também são úteis para entender a variabilidade e a incerteza associada ao efeito estimado. Nas regiões intermediárias (por volta de 0.4 a 0.6), onde o efeito é positivo, a confiança é maior, como indicado pela menor distância entre as linhas tracejadas. Já nas extremidades (valores muito baixos ou altos de amplitude de maré), a incerteza aumenta, conforme mostrado pelos intervalos de confiança mais amplos. Esse comportamento sugere que a eficiência da pesca de camboa pode ser favorecida em marés intermediárias, onde há maior movimentação de água, possivelmente facilitando a entrada de peixes nas armadilhas. No entanto, marés extremamente altas ou baixas podem não ser tão benéficas para a captura.

Tabela 8 – Resumo do modelo GAM para Camboa As Cobra (RP).

Termo	Estimativa	Erro Padrão	Valor t	Pr(> t)	Sig.
(Intercepto)	-3.474	0.693	-5.015	0.001	**
Crescente	-0.326	0.618	-0.528	0.612	
Minguante	-0.176	0.443	-0.398	0.701	
Nova	0.544	0.623	0.873	0.408	
Bloco 2	0.286	3.289	0.087	0.933	
Bloco 3	0.471	2.456	0.192	0.853	
Bloco 4	0.168	0.345	0.489	0.638	
Seca	0.197	0.360	0.548	0.599	
Termo suavizado	edf	Ref.df	F	p-valor	Sig.
s(log(amplitude de maré))	8.903	10.156	3.754	0.036	*
s(log(tamanho da rede))	6.142	6.721	2.760	0.092	.

Signif. codes: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1

Family: gaussian **R-sq.(adj)** = 0.646 **Deviance explained** = 90.6%

GCV = 0.84895 **AIC:** 46.65906 **Scale est.** = 0.21786 **N** = 31

Fonte: O autor (2024)

3.6. Composição das capturas

Durante os períodos de amostragem (2000 a 2023), foram medidos e identificados pelos diversos colaboradores 56.764 indivíduos de peixes, divididos em 48 famílias, distribuídos entre 98 espécies, totalizando 14762 kg de captura acumulada. Dentre elas, 36 espécies foram capturadas com comprimentos médios inferiores ao comprimento de primeira maturidade sexual (Lm), número que pode ser ainda maior, devido à ausência de informações sobre a maturidade sexual de algumas espécies. A Tabela 9 mostra as principais famílias e respectivas espécies capturadas, com seus tamanhos médios de captura e tamanho de primeira maturação (Lm), destas, 19 são capturadas com tamanho inferior ao de primeira maturação: *Caranx bartholomaei*; *C. crysos*; *C. hippos*; *C. latus*; *Oligoplites palometa*; *O. saliens*; *O. saurus*; *Selene brownii*; *S. vomer*; *Trachinotus carolinus*; *T. falcatus*; *Trichiurus lepturus*; *Centropomus parallelus*; *C. pectinatus*; *C. undecimalis*; *Harengula clupeola*; *Sardinella brasiliensis*; *Opisthonema oglinum*; *Diapterus auratus*; *D. rhombeus*; *Epinephelus itajara*, *Eucinostomus argenteus*; *E. melanopterus*; *Eugerres brasilianus*; *Gerres cinereus*; *Lutjanus alexandrei*; *L. analis*; *L. cyanopterus*; *L. jocu*; *L. synagris*; *Mugil curema*; *M. curvidens* e *M. liza*.

Tabela 9 – Lista com as principais famílias capturas, espécies, status global de conservação (IUCN); comprimento total (CT) médio de ocorrências nas capturas (cm), tamanho de primeira maturação (Lm) e referências. As espécies capturadas com CTs médios inferiores ao Lm estão destacadas em cinza.

Família	Espécie	Status global (IUCN)	Média CT (cm)	Lm (cm)	Referências
	<i>Caranx bartholomaei</i>	LC	17,5	45,0	Breder, C.M. and D.E. Rosen, 1966.
	<i>Caranx crysos</i>	LC	16,1	27,0	Goodwin, 1985.
	<i>Caranx hippos</i>	LC	29,1	30,0	Figuerola-Fernández et al., 2008.
	<i>Caranx latus</i>	LC	15,1	29,5	Trindade-Santos & Freire, 2015.
Carangidae	<i>Oligoplites palometa</i>	LC	13,4	*	*
	<i>Oligoplites saliens</i>	LC	16,0	*	*
	<i>Oligoplites saurus</i>	LC	16,5	*	*
	<i>Selene brownii</i>	LC	25,4	*	*
	<i>Selene vomer</i>	LC	21,0	23,7	Bastos, 2003.
	<i>Trachinotus carolinus</i>	LC	33,1	*	*
	<i>Trachinotus falcatus</i>	LC	15,0	54,7	Crabtree e Snodgrass, 2002.
	<i>Trichiurus lepturus</i>	LC	79,2	52,5	Martins e Haimovici, 2000.
				65,0	
Centropomidae	<i>Centropomus parallelus</i>	LC	21,9	28,0	Rodrigues, 2005.
	<i>Centropomus pectinatus</i>	LC	20,3	*	*
	<i>Centropomus undecimalis</i>	LC	27,0	68,0	Perera-García et al. , 2008.
	<i>Harengula clupeola</i>	LC	13,5	*	*
Clupeidae	<i>Sardinella brasiliensis</i>	DD	15,1	*	*
	<i>Opisthonema oglinum</i>	LC	10,0	11,5	Alves e Sawaya, 1975.
			11,0		
Gerreidae	<i>Diapterus auratus</i>	LC	10,5	12,0	Duarte et al., 1999.
	<i>Diapterus rhombeus</i>	LC	10,5	*	*
	<i>Eucinostomus argenteus</i>	LC	14,8	12,8	Duarte et al., 1999.
	<i>Eucinostomus melanopterus</i>	LC	12,6	*	*
	<i>Eugerres brasilianus</i>	LC	14,5	15,0	García-Cagide, Claro e Koshelev, 1994.
	<i>Gerres cinereus</i>	LC	14,2	20,0	Báez e Alvarez-Lajonchere, 1983.
	<i>Lutjanus alexandrei</i>	*	16,4	17,5	Fernandes et al., 2012.
	<i>Lutjanus analis</i>	NT	16,7	38,0	Freitas et al. , 2011.
			40,0		
Lutjanidae	<i>Lutjanus cyanopterus</i>	VU	29,6	*	*
	<i>Lutjanus jocu</i>	DD	17,9	32,0	Previero et al. , 2011.
				34,0	
	<i>Lutjanus synagris</i>	NT	16,1	27,4	Fernandes et al., 2022.
			28,2		
Mugilidae	<i>Mugil curema</i>	LC	23,6	20,8	Aguirre e Gallardo-Cabello, 2004.
				18,1	
	<i>Mugil curvidens</i>	*	24,1	*	*
	<i>Mugil liza</i>	LC	25,3	35,0	Albieri e Araújo, 2010.
	<i>Mugil rubrioculus</i>	LC	28,0	*	*
Sparidae	<i>Archosargus rhomboidalis</i>	LC	15,3	8,5	Chavance et al., 1986.
Tetraodontidae	<i>Lagocephalus laevigatus</i>	LC	17,2	*	*
	<i>Sphoeroides testudineus</i>	LC	16,2	10,8	Rocha e Spach, 2002.
Epinephelidae	<i>Epinephelus itajara</i>	VU	30,5	105,6	Sadovy e Eklund, 1999.
				128,0	Bullock et al., 1992.

*dados indisponíveis

Fonte: O autor (2024)

4. DISCUSSÃO

O presente estudo investigou dados de uma série histórica de monitoramento da pesca de camboa no ERF, onde foram catalogadas 71 camboas no ERF, distribuídas da seguinte forma: 23 no RA, 15 no RF e 23 no RP, além de 10 nos demais rios. Foi constatada significativa variabilidade no tamanho

das redes entre os rios e blocos amostrais, o que sugere que vários fatores operam no tamanho das redes, como a disponibilidade de redes pelos camboeiros, e a configuração do rio e dos locais tradicionais de pesca. O RP, maior em largura, destacou-se pelos maiores tamanhos medianos de redes nos blocos B1 e B4, com valores superiores a 1000 m. Além disso, as redes mais extensas foram registradas nesse rio, atingindo 3000 m na camboa “Cavalo” no B1. O RA, por outro lado, apresentou tamanhos intermediários de redes, com medianas variando de 550 m (B5) a 910 m (B3). Já o RF destacou-se pela alta variabilidade em B2 mas no geral, pelos menores tamanhos medianos nos blocos, sugerindo uma estratégia de pesca mais conservadora nesse rio. Esta variabilidade parece ser típica deste tipo de pescaria, como revelado por estudos realizados no extremo sul da Bahia que registraram redes de camboa em operação na RESEX de Cassurubá de até 2 km de comprimento (Giglio e Freitas, 2013).

Em relação às capturas, vale destacar que os camboeiros operam, tradicionalmente, em períodos determinados de mares, no geral têm territórios de pesca delimitados e realizam períodos de "descanso" entre uma pescaria e outra no mesmo ponto. Estas adaptações são determinadas por uma necessidade de renovação do pescado que habita a região. De fato, os resultados da composição das capturas indicam que a maioria dos recursos é composto por juvenis, o que sugere um aporte populacional de indivíduos que possivelmente está sujeito ainda a variações sazonais, interanuais e até entre décadas. De fato, as capturas foram bastante variáveis ao longo do tempo e entre os rios, denotando esta flutuação temporal e também as diferenças morfológicas e possivelmente de outras pressões entre os mesmos. O RA apresentou as menores medianas ao longo dos blocos, com valores consistentemente abaixo de 40 kg. No entanto, no B5, observou-se maior variabilidade nas capturas, com máximas de 90 kg na camboa “Arame”.

Este rio foi o que sofreu o maior desenvolvimento em sua margem devido a grande expansão urbana na região de Tamandaré nas últimas décadas (Capítulo 1). Um grande número de marinas foi construído na região e o tráfego de embarcações é bastante elevado, durante o qual a pesca de camboa não é possível, o que pode ter levado a um melhor rendimento em algumas pescarias. O RF exibiu comportamento similar ao RA, mas apresentou um aumento notável na variabilidade em B5, com capturas máximas de 120 kg na camboa “Gorcana”. Por outro lado, o RP registrou a maior variabilidade em capturas, especialmente nos blocos B1 e B4. As capturas máximas foram de 160 kg na camboa “As cobra” (B1) e 190 kg na camboa “Passos” (B4), onde também foram observados os maiores tamanhos de rede. Contudo, o RP teve a menor mediana de capturas no B5, com apenas 30 kg, o que pode indicar uma diminuição da eficiência pesqueira nesse bloco.

Os valores de CPUE destacaram o RA como o rio de menor eficiência média ao longo do período amostral. No entanto, o B5 apresentou um resultado atípico positivo, com a maior CPUE registrada

(0,171) na camboa “*Arame*”. Essa tendência pode indicar melhorias recentes na eficiência de captura. O RF mostrou-se mais eficiente em geral, com as maiores medianas de CPUE nos blocos B2 (0,041) e B3 (0,031). Apesar da variabilidade, o rio sustentou eficiência relativa ao longo dos blocos, sugerindo condições mais favoráveis ou melhores práticas pesqueiras. O RP teve desempenho variável, com CPUEs extremas no B1, como na camboa “*Passos*” (0,157). Vale notar que valores extremos, em todos os casos, podem estar ligados a capturas excepcionais que ocorrem de forma esporádica, devido a ocorrência de cardumes tanto de presas como de predadores, o que futuramente deve ser verificado.

Os modelos lineares reforçaram a influência do tamanho da rede nas capturas e na eficiência. No RA e RP, o aumento do comprimento da rede foi positivamente relacionado às capturas ($p < 0,05$), mas houve uma diminuição significativa na CPUE, indicando que redes maiores não necessariamente aumentam a eficiência. Essa relação foi mais forte no RF, onde redes maiores tiveram correlação negativa moderada com a CPUE ($r^2 = 0,197$). Diferenças significativas foram observadas entre blocos e camboas, refletindo variações sazonais e regionais. O RA apresentou menor eficiência na estação chuvosa (mediana CPUE = 0,035), enquanto o RF obteve melhor desempenho na estação seca (mediana CPUE = 0,052). Em relação às camboas, as de Canal do RF destacaram-se com as maiores CPUEs (0,061), enquanto as de Costa do RA e RF tiveram os piores desempenhos (0,027).

A partir dos resultados podemos concluir que os melhores desempenhos foram o RF, que se destacou pela maior CPUE, e maior consistência ao longo dos blocos, enquanto o RP foi notável pelas maiores capturas em períodos específicos. Já o RA apresentou menor eficiência e capturas totais ao longo dos blocos, mas com sinais de recuperação no B5. Podemos concluir também que redes maiores favoreceram capturas totais, mas reduziram a eficiência (CPUE), especialmente no RF e RA.

O ajuste dos modelos GAM para camboas selecionadas indicaram que a CPUE foi influenciada pelo fator temporal, com uma redução significativa no Bloco 4 na camboa “*Gorcana*” (RF). O tamanho da rede também apresentou um efeito significativo, onde redes maiores estavam associadas a uma eficiência reduzida na camboa “*Porto Alegre*” (RA). No RP, a amplitude de maré teve um impacto positivo sobre a CPUE até certo ponto, mostrando um comportamento não linear e uma clara variação espacial e temporal na pesca de camboa no ERF, influenciada por múltiplos fatores, incluindo o esforço de pesca, o tipo de armação das camboas, e variáveis ambientais, como fases da lua e amplitude de maré. Os três principais rios do estuário (RA, RF e RP) mostraram padrões distintos de captura e CPUE ao longo dos anos, sendo o RP a área mais produtiva, com as maiores capturas e esforços concentrados em regiões específicas, como a confluência dos rios Frade e Rosa.

O RF apresentou as maiores CPUEs, sugerindo uma maior eficiência das camboas, notavelmente menores em extensão, nesse sistema. Esses resultados destacam a complexidade da dinâmica das camboas do ERF, onde diferentes estratégias de pesca, associadas a fatores temporais e ambientais, impactam diretamente a produtividade. O ajuste dos modelos GAMs reforça a importância do tamanho da rede e da amplitude de maré como determinantes da eficiência da pesca, particularmente no RP. Esses achados fornecem insights valiosos para o manejo sustentável da pesca de camboa, apontando para a necessidade de políticas que considerem as especificidades de cada sistema fluvial, além de medidas que limitem o esforço pesqueiro em áreas mais sensíveis.

Ficou evidente que o aumento das redes não necessariamente traz um melhor rendimento, embora em alguns lugares seja vantajoso o uso de redes maiores para cercar uma maior área. No entanto, estas capturas elevadas podem causar uma redução temporal muito significativa na região, prejudicando outras pescarias e reduzindo também as próximas capturas. Análises incluindo interação entre artes de pesca bem como variação temporal de camboas fixas podem ser estratégias analíticas interessantes para investigar estes padrões.

Campbell (2004) destaca que os dados comerciais de captura e esforço continuam sendo amplamente utilizados para estimar índices anuais de abundância dos estoques, especialmente na ausência de dados independentes da pesca. No entanto, a interpretação dessas informações pode ser comprometida por desafios metodológicos, como a escolha do modelo estatístico adequado e a falta de informações sobre fatores ambientais e operacionais que influenciam as taxas de captura. Um dos principais questionamentos levantados pelo autor refere-se à capacidade dos dados de captura e esforço refletirem a abundância real dos estoques em contextos onde há variações espaciais significativas na distribuição do esforço de pesca.

No presente estudo, que analisou a pesca de camboa no ERF entre 2000 e 2023, observou-se que a distribuição espacial do esforço de pesca não foi homogênea ao longo do período analisado. As mudanças na concentração das atividades pesqueiras podem ter introduzido vieses nas estimativas de abundância relativa dos estoques, fenômeno já apontado por Campbell (2004). No ERF, a maior CPUE foi observada no RF, enquanto o RP apresentou maior esforço e capturas totais. Esses padrões podem ser influenciados tanto pela abundância dos recursos quanto por decisões dos pescadores em direcionar o esforço para áreas mais produtivas. Além disso, a análise espaço-temporal da pesca de camboa revelou que fatores ambientais, como a fase da lua e a amplitude da maré, influenciaram significativamente as capturas, reforçando a necessidade de considerar variáveis ambientais na modelagem dos dados de CPUE.

Campbell (2004) já apontava que a falta de detalhamento espacial nos modelos pode resultar em

vieses na estimativa da abundância dos estoques, seja pelo uso de escalas inadequadas ou pela agregação excessiva dos dados. No ERF, identificou-se que a pesca de camboa sofreu modificações estruturais e operacionais ao longo dos anos, com variações na distribuição dos pescadores e na intensidade do esforço entre os diferentes rios da bacia. Essas mudanças podem estar relacionadas a fatores econômicos, variações ambientais e à dinâmica dos estoques pesqueiros, tornando desafiadora a construção de um único índice de abundância. Dessa forma, os resultados do presente estudo corroboram a discussão de Campbell (2004) ao evidenciar que a distribuição espacial do esforço de pesca é um fator crítico na interpretação das CPUEs como índices de abundância. O autor ainda ressalta que a pesquisa pesqueira deve continuar priorizando a compreensão desses processos para melhorar a confiabilidade dos indicadores de abundância e subsidiar estratégias mais eficazes de manejo dos recursos pesqueiros.

Capturas de indivíduos juvenis, como as espécies marcadas em cinza na Tabela 2, podem representar um impacto significativo nos estoques pesqueiros e comprometer a sustentabilidade das próprias camboas e das demais pescarias, tanto estuarinas como marinhas, ao longo do tempo. A captura de indivíduos juvenis reduz a capacidade de reposição populacional dessas espécies, pois muitos deles habitam ou ocorrem em estuários durante a fase juvenil, realizando migrações ontogenéticas para estuário e áreas costeiras após os primeiros anos de vida (Mérigot *et al.*, 2017; Sheaves *et al.*, 2015). Esse impacto é agravado pois são locais onde a diversidade de artes de pesca é grande, interferindo no ciclo biológico de espécies, como *E. itajara*, que habitam essas áreas e devido às características de seu ciclo de vida, como longevidade, maturação gonadal tardia e reprodução em agregação (Ferreira *et al.*, 2012, Bertoncini *et al.*, 2018).

Um levantamento inicial da pesca artesanal das camboas do ERF, apontou que das famílias representadas nas capturas, Mugilidae foi o grupo que apresentou maior frequência de indivíduos, correspondendo a 44% do total de indivíduos capturados (Santos, 2001), com espécies como *M. liza*, capturadas em média com tamanho inferior ao de maturidade reprodutiva. Ao longo da costa nordeste do Brasil, os peixes da família Lutjanidae são outros importantes componentes nas capturas de frotas artesanais (Rezende *et al.*, 2003; Frédou *et al.*, 2009a; Frédou *et al.*, 2009b), e segundo o presente estudo, compõe parte principal das capturas das camboas com espécies como *L. alexandrei*, *L. analis*, *L. cyanopterus*, *L. jocu* e *L. synagris*, capturadas antes de atingirem a maturidade sexual relatada (Fernandes *et al.*, 2012. Freitas *et al.*, 2011; Previero *et al.*, 2011; Fernandes *et al.*, 2022). A continuidade dessa prática pode resultar em uma diminuição dos estoques, o que, em longo prazo, tende a reduzir a abundância dessas espécies nos ambientes naturais e, conseqüentemente, a disponibilidade para futuras capturas. A captura de juvenis também pode afetar outras pescarias que dependem dessas espécies ou de suas presas, devido ao papel ecológico que desempenham, podendo

gerar um impacto econômico negativo na atividade pesqueira (Najmudeen e Sathiadhas, 2008).

Habitats estuarinos costeiros um tem um aspecto crucial na conservação de espécies tropicais de alto valor econômico e para a manutenção de estoques marinhos explorados, como *C. latus*. Estudos apontam essas áreas como críticas para o desenvolvimento juvenil, especialmente em regiões sob influência marinha constante, Através de uma análise de otólitos de 143 de *C. latus* foram analisados, e a maior parte dos indivíduos adultos da população (75%) é originária de regiões costeiras, com 32,5% provenientes de grandes estuários (Gonzalez *et al.*, 2023). Segundo o autor, a identificação de assinaturas elementares robustas em juvenis nos diferentes habitats é essencial para compreender as dinâmicas populacionais e os padrões de conectividade. Esses achados reforçam a necessidade de implementar estratégias de conservação que considerem não apenas os estoques adultos, mas também os habitats críticos utilizados durante as fases iniciais do ciclo de vida. Gonzalez *et al.* (2023) argumentam que a manutenção da conectividade biológica é fundamental para sustentar estoques pesqueiros tropicais, uma vez que padrões semelhantes podem ser observados em outras espécies exploradas.

Pesquisas mostram que juvenis de várias espécies de peixes tendem a se concentrar em mosaicos de habitats rasos nos sistemas costeiros tropicais (manguezais e recifes de coral), habitats geralmente produtivos, considerados fundamentais para a manutenção e o crescimento de diversas populações com importante papel ecológico, e econômico para as comunidades pesqueiras (Beck *et al.*, 2001; Dahlgren *et al.*, 2006; Nagelkerken *et al.*, 2015). Assim, investigar os efeitos dos estressores sobre esses ambientes, comunidade e uma gama de organismos dependentes, é vantajoso, levando em consideração que os juvenis dependem desses sistemas para se desenvolverem, tornando-os prioritários para iniciativas de conservação e gestão (Beck *et al.*, 2001).

Estudos destacam a importância dos manguezais como prioritários para os estágios iniciais de vida de espécies como *L. alexandrei* e *L. jocu*, com altas densidades de indivíduos recém-assentados e juvenis registrados exclusivamente nesses ambientes. Esse padrão evidencia o papel dos manguezais como berçários fundamentais, uma função amplamente reconhecida para habitats costeiros estruturados (Aschenbrenner *et al.*, 2016). Os autores mostram que o aumento no tamanho dos indivíduos em direção aos recifes reflete um movimento ontogenético entre esses habitats, com subadultos presentes em ambos os ecossistemas, sugerindo transições graduais ao longo do ciclo de vida.

Espécie da família do robalo (*Centropomidae*) importante explorada por pescadores artesanais no Brasil, como *C. parallelus* (Motta *et al.*, 2016), que nas camboas do ERF, essa espécie foi capturada em média, com comprimento inferior ao de primeira maturação. Diversos autores

mostram a importância dos estuários para o ciclo de vida de espécies do gênero *Centropomus* (Costa e Silva *et al.*, 2021; Maldonado-Garcia *et al.*, 2005; Peters *et al.*, 1998; Assis *et al.*, 2019; Chaves e Nogueira, 2019; Dantas e Barletta, 2016). Para evitar a sobrepesca, medidas regulatórias foram implementadas nos últimos anos para proteger e conservar espécies de robalo (Garrone-Neto *et al.*, 2018; Motta *et al.*, 2016), devido sua importância ecológica e econômica. Esses dados são fundamentais para destacar o papel dos manguezais como áreas de abrigo e alimentação para as espécies imaturas, ao mesmo tempo que aponta os possíveis impactos negativos decorrentes da captura não seletiva, que compromete o recrutamento e a sustentabilidade das populações pesqueiras.

Diversas pesquisas destacam a importância dos estuários e como os impactos antropogênicos podem ameaçar esses ecossistemas e as espécies que dependem deles (Minello *et al.*, 2003; Hughes *et al.*, 2014; Vye *et al.*, 2015). Em um estudo feito na costa oeste da América do Norte, os pesquisadores investigaram como os estressores antropogênicos afetam os estuários ao longo de 1600 km da costa nordeste do Pacífico, utilizando 25 anos de monitoramento e dados de várias espécies de peixes e invertebrados. A principal hipótese do estudo era de que as espécies mais dependentes dos estuários seriam mais afetadas por impactos relacionados à alterações na cobertura do solo, poluição e fluxo de água, resultando em menor presença e abundância nesses habitats. Os resultados confirmaram que dois grupos de espécies mostraram relações negativas significativas com os estressores, indicando que a poluição, o estresse hídrico e a degradação dos ambientes naturais têm impacto significativo nessas populações. No entanto, a falta de resposta entre outras espécies pode ser atribuída a diferenças na resistência aos estressores, adaptabilidade dos organismos e/ou limitações nos dados de captura (Toft *et al.*, 2018).

Diversos autores têm demonstrado a significativa influência das fases da lua no ciclo de vida de uma ampla variedade de organismos marinhos desde corais (Bouwmeester e Berumen, 2015; Rapuano *et al.* 2017; Boch *et al.*, 2011), tartarugas (Carr, 1967), caranguejos (DeCoursey, 1989) e peixes (Walker 1952; Clarke 1965; Lowerre-Barbieri *et al.*, 2014). A sincronização reprodutiva desses organismos com as fases lunares, por exemplo, é um fenômeno amplamente documentado, em especial nos ambientes marinhos onde a dinâmica da luz e as marés desempenham papéis cruciais. Em particular, para peixes, essa influência é notável em regiões estuarinas, que são caracterizadas por fortes variações das marés associadas às fases da lua. Nessas áreas, o ciclo lunar afeta tanto os comportamentos reprodutivos quanto a disponibilidade de recursos, moldando a ecologia das espécies.

Em estuários, a variação do nível da água, impulsionada pelas marés, regula não só o deslocamento dos peixes, mas também a migração de nutrientes e presas, o que influencia diretamente os ciclos biológicos (Lowry *et al.*, 2007). Dessa forma, as fases lunares, ao modificar o

regime de marés, exercem uma influência determinante no sucesso reprodutivo e na sobrevivência dos peixes em tais ecossistemas, fazendo com que muitos organismos ajustem seus ciclos biológicos para coincidir com os períodos mais favoráveis de maré alta e luz reduzida (Chakraborty, 2018). Em estudo feito por Poisson e colaboradores (2010), eles observaram que a CPUE de uma espécie aumentou durante o primeiro e último quarto da fase lunar, enquanto a captura por unidade de esforço de atum branco (*Thunnus alalunga*) foi maior durante a lua cheia. Lima e Barletta (2016) descobriram que os manguezais eram importantes áreas de alimentação para larvas de engraulídeos durante as marés de sizígia, onde as dietas larvais eram mais diversificadas nas luas de quarto crescente, e quarto minguante, e mais equilibradas na lua cheia e nova.

Os resultados da presente pesquisa corroboram com estudos anteriores, que demonstram a influência das fases lunares sobre a atividade pesqueira e a abundância de peixes em diferentes regiões e espécies (Lowerre-Barbieri *et al.*, 2014; Vinson e Angradi 2014; Poisson *et al.*, 2010). Santana (2001) relata que pescadores na Bahia, baseiam suas decisões sobre as "boas ou más marés para pesca" nas fases da lua, evidenciando o impacto do ciclo lunar sobre as práticas artesanais de pesca. Lowry *et al.* (2007), estudaram a relação entre fases lunares e CPUE, identificando uma correlações significativas entre as fases da lua e o CPUE de algumas espécies, chegando a conclusão que as variações na CPUE podem ser atribuídas ao movimento das espécies presas em função das fases lunares. Essa dinâmica pode impactar diretamente métodos de pesca como as camboas, pois são armadilhas passivas e pouco seletivas.

Entretanto, a influência da lua nem sempre se manifesta de maneira uniforme entre diferentes espécies, e para alguns locais ou organismos, autores descobriram que a fase lunar exerce pouca influência (<1%) sobre o CPUE, sugerindo que, em alguns casos, o ciclo lunar pode não ser um fator preponderante para a atividade pesqueira (Lowry *et al.*, 2007; Ortega-Garcia *et al.*, 2008). Apesar disso, Ramos *et al.* (2011) fornecem evidências adicionais da importância das fases lunares, ao demonstrarem que as maiores médias de número de espécies, indivíduos e biomassa capturados ocorreram durante o quarto minguante e a lua nova. Esses resultados sugerem que, mesmo que a influência da lua possa variar entre espécies e contextos, há uma tendência de maior atividade de pesca e sucesso nas capturas durante essas fases lunares específicas, possivelmente devido ao comportamento alimentar ou migratório dos peixes (Chakraborty, 2018).

Outros estudos indicam que a fase da lua é uma variável crucial para pesquisas de pesca que utilizam CPUE, pois pode impactar significativamente as taxas de captura de certas espécies de peixes. A lua nova, por exemplo, está associada a um aumento na atividade alimentar e a uma maior agressividade nas capturas de algumas espécies, devido ao comportamento mais ativo dos peixes

nesse período. Contudo, o efeito lunar varia entre as espécies, sendo mais pronunciado em algumas e menos em outras, especialmente aquelas que habitam ambientes onde a iluminação lunar tem um impacto reduzido. Esses achados sugerem que a fase lunar deve ser considerada ao analisar as variações na CPUE das pescarias, uma vez que ela influencia tanto o comportamento alimentar dos peixes quanto às condições ambientais que afetam a captura (Pulver, 2017).

As fases lunares têm um impacto significativo não apenas no comportamento das espécies, mas também nas condições ambientais, como salinidade, temperatura, oxigênio dissolvido e profundidade da água. Em um estudo feito no litoral norte de Pernambuco, os autores mostram que durante as marés de lua nova e lua cheia, houve um aumento na salinidade, principalmente no período crepuscular, o que pode afetar a distribuição das espécies. Além disso, a oscilação dos valores de salinidade foi mais pronunciada durante o ciclo diurno na estação chuvosa, indicando que a fase lunar pode alterar as condições ambientais que, por sua vez, influenciam a dinâmica das comunidades aquáticas. A temperatura e o oxigênio dissolvido, por sua vez, mostraram maiores valores durante a estação seca, nas marés de sizígia, o que reflete a interação entre as fases lunares e as características ambientais (Lacerda, Barletta e Dantas, 2014). As alterações nas condições ambientais causadas pelas fases lunares também afetam a composição e a abundância das assembleias de peixes e crustáceos. Essas interações demonstram que a fase lunar influencia não apenas o comportamento alimentar das espécies, mas também a disponibilidade de recursos e a segmentação temporal das comunidades.

As capturas da pesca de camboa incluem espécies de peixes estuarinos e recifais, que são comercialmente significativas para a região (Freitas *et al.*, 2011). No entanto, o aspecto mais preocupante é a elevada frequência de captura de indivíduos abaixo do tamanho de primeira maturação (Giglio e Freitas, 2013). A portaria da SUDEPE (nº 466) de 1972, que regulamenta a pesca em águas interiores é antiga, o que faz com que pescadores não tomem conhecimento sobre sua vigência. Diante da situação dos recursos pesqueiros no Brasil, são necessárias mudanças no processo de gestão. Sistemas de gestão compartilhada têm sido implementados ao longo das bacias hidrográficas e zonas costeiras como uma alternativa mais eficaz para o manejo sustentável. As RESEXs são ferramentas importantes nesse processo, permitindo a criação de regras locais mais restritivas que as federais.

No ERF, uma alternativa para a pesca com redes de camboa, ao invés da simples proibição como ocorreu na RESEX de Cassurubá (Giglio e Freitas, 2013), seria a adoção de medidas regulatórias e educativas que visem um equilíbrio entre a preservação dos recursos pesqueiros e o sustento das comunidades locais. Uma proposta inicial seria a criação de um sistema de fiscalização

eficaz, voltado para o monitoramento das práticas pesqueiras e a garantia do cumprimento das normas estabelecidas. Esse controle poderia ser reforçado pela formação de parcerias com associações de pescadores, que atuariam de forma colaborativa no manejo da pesca.

No contexto atual da gestão pesqueira, os gestores enfrentam o desafio de equilibrar múltiplos objetivos, que frequentemente vão além das preocupações biológicas. Como apontado por Morgan e Burgess (2005), essas metas muitas vezes entram em conflito, tornando impossível alcançar todas simultaneamente. Por exemplo, a decisão sobre o número e tamanho de peixes que podem ser capturados, a quantidade de embarcações permitidas, ou as especificações sobre o petrecho (tamanho de rede e de malha) envolve considerações que transcendem apenas os aspectos biológicos do recurso. Além disso, é preciso determinar quanto alocar para pesquisas, fiscalização das regulamentações e administração, o que exige uma visão abrangente e integrada da gestão pesqueira.

A avaliação pesqueira, conforme discutido por Morgan e Burgess (2005), desempenha um papel crucial nesse processo ao fornecer informações sobre o estado do recurso e prever os possíveis impactos de diferentes estratégias de manejo. No entanto, uma vez que as alternativas de gestão são avaliadas, a decisão sobre qual ação adotar ainda recai sobre os gestores. A escolha, como ressaltado pelos autores, é frequentemente baseada em considerações econômicas e sociais, uma vez que uma dada cota de captura ou a quantidade de esforço permitido pode ser alcançada por diferentes combinações de embarcações, esforços de pesca e tamanhos de barcos. A literatura de gestão pesqueira, incluindo o trabalho citado acima, sugere que as decisões devem levar em conta múltiplas dimensões, desde os objetivos biológicos até os fatores econômicos e sociais, uma vez que estes são fundamentais para a sustentabilidade das pescarias a longo prazo. Como os autores mencionam, a complexidade da gestão pesqueira reside precisamente na necessidade de conciliar essas diferentes prioridades, muitas vezes em oposição, o que exige uma abordagem estratégica.

A conectividade entre ambientes sensíveis, como manguezais e recifes, ressalta a necessidade de conservação voltada para a manutenção das populações de chave para atividades como a pesca. Como discutido por Aschenbrenner *et al.* (2016), a proteção de habitats críticos na interface costeira é essencial para garantir o suporte necessário às populações juvenis e adultas, assegurando a sustentabilidade econômica e ecológica de estoques pesqueiros tropicais. Este estudo reforça a relevância de esforços de manejo direcionados para proteger a continuidade funcional desses habitats e promover a resiliência das populações de espécies de importância ecológica e econômica.

Além disso, a realização de campanhas de educação ambiental seria fundamental para

sensibilizar os pescadores sobre a importância da conservação dos recursos marinhos e das práticas sustentáveis. Outro aspecto importante seria a regulamentação do tamanho das redes e malhas, buscando um modelo mais seletivo que minimize a captura de peixes juvenis. Essa abordagem permitiria que mais indivíduos alcançassem a fase adulta, garantindo a reposição natural dos estoques pesqueiros a longo prazo. Adicionalmente, uma estratégia de rodízio de áreas de pesca, com a delimitação de zonas de descanso, poderia ser implementada. Essas áreas de descanso temporário permitiriam a recuperação dos estoques pesqueiros em regiões específicas, ao passo que outras áreas estariam abertas à pesca de forma controlada. Essa estratégia de rodízio poderia ser planejada em ciclos anuais ou sazonais, levando em conta os períodos reprodutivos das principais espécies alvo da pesca. Nesse contexto, a criação da RESEX do Rio Formoso se torna de extrema importância, visando promover uma gestão participativa com fiscalização, regulamentação das redes, campanhas educativas e a criação de áreas de descanso e rodízio, seria possível promover uma pesca mais sustentável na região.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O estudo destacou a complexidade e a dinâmica das transformações ocorridas na BHERF entre 1990 e 2022, evidenciando tanto os avanços quanto os desafios na gestão ambiental e no uso do solo. A análise revelou que, apesar do crescimento urbano e da expansão agropecuária, com destaque para áreas de cultivo de cana-de-açúcar, consolidadas há séculos, e a urbanização desordenada, houve também progressos significativos na recuperação de vegetação nativa. Esses resultados refletem o impacto das políticas públicas e das práticas de conservação, como observado na regeneração das áreas de vegetação nativa, especialmente nas comunidades tradicionais, como na região da Comunidade Quilombola do Engenho Siqueira (Rio Formoso).

Contudo, o processo de degradação hídrica e a pressão sobre áreas ecologicamente sensíveis, como os manguezais e as zonas de preservação permanente, demonstram a necessidade urgente de ações integradas e sustentáveis para garantir o equilíbrio ecológico e a qualidade dos recursos hídricos. Assim, é imperativo que as políticas públicas se concentrem em promover práticas agrícolas mais sustentáveis, ampliar a criação de áreas protegidas, e fortalecer a participação das comunidades locais no planejamento e gestão ambiental, de forma a assegurar a preservação dos serviços ecossistêmicos e o desenvolvimento sustentável da região.

As análises dos dados históricos da pesca evidenciam a complexidade e a variabilidade nas camboas do ERF, com diferenças significativas entre os rios amostrados, tanto em termos de captura quanto de eficiência. O Passos se destacou como o mais produtivo, com maiores capturas e maior esforço concentrado em áreas específicas, como a confluência dos rios Frade e Rosa. Por outro lado,

o Formoso apresentou uma alta eficiência de pesca, com as maiores CPUEs, embora o esforço pesqueiro fosse inferior, indicando que a estratégia de pesca e as condições ambientais são fatores determinantes na produtividade. As variações observadas nas capturas e na CPUE ao longo dos períodos analisados sugerem a influência de variáveis ambientais, como a fase da lua e a amplitude de maré, além de fatores locais, como a armação das camboas e o tamanho das redes.

Análises utilizando a CPUE são essenciais em estudos pesqueiros, sendo utilizadas para entender a relação entre o esforço de pesca e as capturas, permitindo avaliar a sustentabilidade das atividades de pesca e as mudanças nos estoques ao longo do tempo. Para tal, é necessário contar com conjuntos de dados quantitativos que incluam informações detalhadas sobre as capturas e o esforço despendido na pesca (número de lances de rede, número de anzóis, dias de pesca, tamanho de rede e malha, etc). Conjuntos de dados desse tipo foram documentados e estão disponíveis para várias pescarias históricas, em especial desde o advento das estatísticas nacionais de pesca na Europa e América do Norte no século XIX, publicadas anualmente por inspetores de pesca (Poulsen e Holme, 2007).

O conceito de CPUE remonta há mais de um século, e um exemplo pioneiro de sua aplicação vem do trabalho do cientista marinho Walter Garstang no início do século XX. Em 1900, Garstang analisou dados de pescarias britânicas, padronizando o esforço de pesca em uma unidade comum para identificar declínios nos estoques demersais, como o do bacalhau. Sua conclusão foi alarmante: houve uma redução significativa nos estoques explorados, evidenciada pela queda na CPUE. Segundo o autor, "a taxa na qual os peixes marinhos se reproduzem e crescem não é mais suficiente para acompanhar a crescente taxa de captura", indicando que a pesca de fundo estava em processo de exaustão. O maior desafio foi lidar com a variabilidade na eficiência entre embarcações envolvidas na atividade pesqueira, o que poderia distorcer os resultados. Para resolver isso, ele escolheu uma unidade padrão de esforço, ajustando o esforço das demais embarcações para esta unidade. Por exemplo, ele estimou que um navio a vapor equipado com uma rede de arrasto era cerca de quatro vezes mais eficiente que um à vela e ao usar dados de captura detalhados, ficou evidente que o poder de captura dos arrastões a vapor era significativamente maior (Garstang, 1900).

Esses achados iniciais são um marco na biologia pesqueira e sublinham a importância da análise de CPUE para detectar tendências de declínio e orientar a gestão dos estoques pesqueiros. A padronização do esforço de pesca permite comparações consistentes ao longo do tempo, um fator crucial para o monitoramento e a sustentabilidade das pescarias. Este histórico reforça a relevância das análises contínuas de CPUE, especialmente à medida que a tecnologia e as práticas pesqueiras evoluem, possibilitando insights mais precisos e informados sobre o estado dos recursos pesqueiros

e a necessidade de políticas de conservação adequadas. A CPUE é resultado da combinação de vários fatores que podem influenciá-la de diferentes maneiras, desde a distribuição espacial do estoque, que determina o direcionamento do esforço de pesca, até a vulnerabilidade do peixe ao petrecho (Paloheimo e Dickie, 1964; Petrere *et al.*, 2010).

A consideração da seletividade dos equipamentos é crucial para um planejamento eficiente da gestão pesqueira (Stepputtis *et al.*, 2016). No Brasil, a ausência de publicação de estatísticas pesqueiras desde 2007 agrava a situação, pois as pescarias de pequena escala são frequentemente mal geridas, resultando em estoques sobreexplorados e subavaliados (Gasalla *et al.*, 2017). Esse tipo de pesca tem como alvo uma ampla gama de espécies, dificultando estratégias de gestão baseadas em espécies individuais (Pelage *et al.*, 2021). Além disso, essas pescarias são compostas por frotas que co-existem em diferentes áreas de pesca (Hazin *et al.*, 1998; Frédou *et al.*, 2009a) e que capturam espécies migratórias em ambientes conectados; portanto, a pressão da pesca de uma frota pode impactar o rendimento de outra.

Considerando esses resultados, é essencial adotar estratégias de manejo que visem à sustentabilidade a longo prazo dos recursos naturais do ERF. A implementação de sistemas de repouso e rotatividade de locais de pesca pode contribuir para a recuperação de áreas sobreexploradas, permitindo que os recursos pesqueiros se renovem. Além disso, estabelecer limites para o tamanho das redes e das malhas pode ajudar a evitar a captura excessiva de espécies imaturas e a manter o equilíbrio ecológico. O monitoramento contínuo e participativo, envolvendo a comunidade pesqueira, universidades, ONGs, colônias de pescadores e o poder público, é crucial para a coleta de dados precisos e para ajustes adequados de estratégias de manejo. Iniciativas que incentivem a profissionalização dos camboeiros e suas famílias, como a oferta de capacitação técnica, apoio financeiro e acesso a alternativas sustentáveis de geração de renda, também são fundamentais para a melhoria das condições de vida dos pescadores e para a conservação dos ecossistemas locais.

Por fim, é fundamental que as políticas públicas considerem as particularidades do território, comunidades e dinâmicas temporais e ambientais para garantir a gestão eficaz e sustentável da pesca, e o presente estudo tem como principal objetivo fundamentar e apoiar a criação da RESEX do Rio Formoso, bem como reafirmar a importância de uma gestão participativa que leve em consideração o histórico e a identidade dos territórios.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABDALLAH, P. R. Atividade pesqueira no Brasil: política e evolução. 1998. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 1998.
- ACAYABA, R. D. et al. Ocorrência de agrotóxicos usados na cana-de-açúcar em corpos d'água do Estado de São Paulo. 2017. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2017.
- AGÊNCIA ESTADUAL DE PLANEJAMENTO E PESQUISAS DE PERNAMBUCO – CONDEPE/FIDEM. Bacia Hidrográfica do Rio Una, GL 4 e GL 5, Séries Bacias Hidrográficas de Pernambuco No.3. Governo do Estado de Pernambuco. Recife, 2006.
- AGUIRRE, A. L. I.; GALLARDO-CABELLO, M. Reproduction of *Mugil cephalus* and *M. curema* (Pisces: Mugilidae) from a coastal lagoon in the Gulf of Mexico. *Bulletin of Marine Science*, v. 75, n. 1, p. 37-49, 2004.
- AIDE, T. M.; CLARK, M. L.; GRAU, H. R.; LÓPEZ-CARR, D.; LEVY, M. A.; REDO, D.; BONILLA-MOHENO, M.; RINER, G.; ANDRADE-NÚÑEZ, M. J.; MUÑIZ, M. Deforestation and reforestation of Latin America and the Caribbean (2001–2010). *Biotropica*, v. 45, n. 2, p. 262-271, 2013.
- ALBIERI, R. J.; ARAÚJO, F. G. Reproductive biology of the mullet *Mugil liza* (Teleostei: Mugilidae) in a tropical Brazilian bay. *Zoologia (Curitiba)*, v. 27, p. 331-340, 2010.
- ALLAIRE, J.; ELLIS, P.; GANDRUD, C.; KUO, K.; LEWIS, B.; OWEN, J.; RUSSEL, K.; ROGERS, J.; SESE, C.; YETMAN, C. J.; GANDRUD, M. C. Package 'networkD3'. D3 JavaScript network graphs from R. 2017.
- AL-ABDULRAZZAK, D.; PAULY, D. Managing fisheries from space: Google Earth improves estimates of distant fish catches. *ICES Journal of Marine Science*, v. 71, n. 3, p. 450-454, 2014.
- ALLEN, T.; JIMÉNEZ, M.; MARQUEZ, B.; FIGUEROA, Y. Ictiofauna de tres praderas de *Thalassia testudinum* de la costa norte del Golfo de Santa Fé, Estado Sucre, Venezuela. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela*, v. 46, p. 67-78, 2007.
- ALVES, M. I. M.; SAWAYA, P. Sobre a reprodução da sardinha-bandeira, *Opisthonema oglinum* (Lê Sueur), na costa do Estado do Ceará (Brasil). 1975.
- AMARASINGHE, U. S.; DE SILVA, S. S.; NISSANKA, C. Evaluation of the robustness of predictive yield models based on catchment characteristics using GIS for reservoir fisheries in Sri Lanka. *Fisheries Management and Ecology*, v. 9, p. 293-302, 2002.
- ANDRADE, M. C. D. Espaço e tempo na agroindústria canavieira de Pernambuco. *Estudos Avançados*, v. 15, p. 267-280, 2001.
- ANDREO, V. et al. Spatio-temporal variations in chlorophyll-a concentration in the Patagonic continental shelf: An example of satellite time series processing with GRASS GIS temporal modules. In: 2015 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS). IEEE, 2015. p. 2249-2252.
- ARAÚJO, A. G. P. de. Vaqueiros e Mestres em alto mar: uma análise dos processos de trabalho dos pescadores de curral da praia de Bitupitá – CE. In: XV Encontro de Ciências Sociais do Norte e Nordeste e Pré-ALAS Brasil, 2012, Teresina-PI. UFPI, 2012.

ASCHEBRENNER, A.; HACKRADT, C. W.; FERREIRA, B. P. Spatial variation in density and size structure indicate habitat selection throughout life stages of two southwestern Atlantic snappers. *Marine Environmental Research*, v. 113, p. 49–55, 2016.

ASSIS, D. A. S.; NOBRE, D. M.; FREITAS, M. C.; MORAES, L. E.; SANTOS, A. C. A. Reproductive biology of the protandric hermaphrodite fat snook *Centropomus parallelus* Poey 1860 in a tropical estuary, northeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, v. 54, p. 225–235, 2019.

BABCOCK, E. A.; PIKITCH, E. K.; MCALLISTER, M. K.; APOSTOLAKI, P.; SANTORA, C. A perspective on the use of spatialized indicators for ecosystem-based fishery management through spatial zoning. *ICES Journal of Marine Science*, v. 62, p. 469-476, 2005.

BÁEZ, M.; ALVAREZ-LAJONCHERE, L. Edad, crecimiento y reproducción de la mojarra *Gerres cinereus* (Walbaum, 1972) en Tunas de Zaza, Cuba. *Revista de Investigaciones Marinas*, v. 4, n. 3, p. 41-76, 1983.

BALAZIK, M. T.; REINE, K. J.; SPELLS, A. J.; FREDRICKSON, C. A.; FINE, M. L.; GARMAN, G. C.; MCININCH, S. P.; The potential for vessel interactions with adult Atlantic sturgeon in the James River, Virginia. *North American Journal of Fisheries Management*, v. 32, p. 1062-1069, 2012.

BARLETTA, M.; COSTA, M. F. Living and non-living resources exploitation in a tropical semi-arid estuary. *Journal of Coastal Research*, SI56, p. 371-375, 2009.

BARROSO, L. V.; FABIANO, F. F. C. Estudo da pesca com artes fixas na lagoa de Araruama (RJ). *A Ecologia Brasiliensis*, Rio de Janeiro, v. 1, p. 569-585, 1995.

BARTLETT, D. J. Working on the frontiers of science: applying GIS to the coastal zone. In: WRIGHT, D.; BARTLETT, D. (Eds.). *Marine and coastal geographical information systems*. London: Taylor and Francis, 2000. p. 11-24.

BATISTA, V. D. S.; PETRERE JR., M. Spatial and temporal distribution of fishing resources exploited by the Manaus fishing fleet, Amazonas, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 67, p. 651-656, 2007.

BECK, M. W. et al. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates: a better understanding of the habitats that serve as nurseries for marine species and the factors that create site-specific variability in nursery quality will improve conservation and management of these areas. *Bioscience*, v. 51, n. 8, p. 633-641, 2001.

BERTONCINI, A. A.; AGUILAR-PERERA, A.; BARREIROS, J.; CRAIG, M. T.; FERREIRA, B. P.; KOENIG, C. *Epinephelus itajara*. The IUCN Red List of Threatened Species, 2018, 2018-2, 2018.

BENINCÁ, C.; RAMSDORF, W.; VICARI, T.; RIBEIRO, C. A. O.; ALMEIDA, M. I.; ASSIS, H. C. S. Chronic genetic damages in *Geophagus brasiliensis* exposed to anthropic impact in Estuarine Lakes at Santa Catarina Coast–Southern of Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 184, p. 2045, 2011.

BERBEL, G. B. B.; FAVARO, D. I. T.; BRAGA, E. S. Impact of harbour, industry and sewage on the phosphorus geochemistry of a subtropical estuary in Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, v. 93, n. 1-2, p. 44-52, 2015.

BRASIL. Lei Federal nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal e altera o art. 1º da Lei 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Brasília, 1997.

BRASIL. Diário Oficial da União. Lei nº 9.985, de 18 de julho de, vol. 2000. Poder Legislativo, Brasília, DF, p. 1, 19 jul. 2000. Seção 1. <https://www2.camara.leg.br/legin/fed/lei/2000/lei-9985-18-julho-2000-359708-norma-pl.html/>.

BREDER, C. M.; ROSEN, D. E. Modes of reproduction in fishes. Neptune City, New Jersey: T.F.H. Publications, 1966. 941.

BRIASSOULIS, H. Analysis of land use change: theoretical and modeling approaches. 2ª edição. WVU Research Repository, 2020.

BIGELOW, K. A.; BOGGS, C. H.; HE, X. Environmental effects on swordfish and blue shark catch rates in the US North Pacific longline fishery. *Fisheries Oceanography*, v. 8, p. 178-198, 1999.

BRABO, M. F. Caracterização dos currais de pesca do município de São Caetano de Odivelas, Pará. In: REUNIÃO ANUAL DA SBPC, 58, 2006. Anais eletrônicos. Florianópolis: SBPC, 2006. Disponível em: http://www.sbpnet.org.br/livro/58ra/SENIOR/RESUMOS/resumo_332.html.

BOCH, C. A.; ANANTHASUBRAMANIAM, B.; SWEENEY, A. M.; DOYLE, F. J. 3rd; MORSE, D. E. Effects of light dynamics on coral spawning synchrony. *Biological Bulletin*, v. 220, p. 161-173, 2011.

BOTELHO, R. G. M.; SILVA, A. D. Bacia hidrográfica e qualidade ambiental. In: VITTE, Antônio Carlos; GUERRA, Antônio José Teixeira (Orgs.). Reflexões sobre a geografia física no Brasil. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2004.

BOUWMEESTER, J.; BERUMEN, M. L. High reproductive synchrony of *Acropora* (Anthozoa: scleractinia) in the Gulf of Aqaba, Red Sea. *F1000Research*, v. 4, p. 2, 2015. doi: 10.12688/f1000research.6004.1. Disponível em: <http://f1000r.es/4yh>.

BOZZATO, J. V. et al. Caracterização morfométrica da bacia do Epaminondas com uso de SRTM no SWAT+ e GRASS GIS. In: XXV SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 2023, Sergipe, 2023.

BULLOCK, L. H. et al. Age, growth, and reproduction of jewfish *Epinephelus itajara* in the eastern Gulf of Mexico. *Fishery Bulletin*, v. 90, n. 2, p. 243-249, 1992.

CABANLIT, M. A. A.; SILAPAN, J. R.; PADA, A. V. S.; CAMPOMANES, F. P.; GARCIA, J. J. S. Using remote sensing and GIS to perform monitoring of fish corrals and suitability analysis on possible areas of erection in Victorias City, Negros Occidental, Filipinas. 2015. Disponível em: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.741.5971&rep=rep1&type=pdf>.

CARR, A. So excellent a fische: A natural history of sea turtles. New York: Natural History, 1967. p. 248.

CARR, M. L. Estimation of potential productivity in Eastern Boundary Currents using remote sensing. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography. Biological Sciences*, v. 49, p. 59-80, 2001.

CAMPBELL, R. A. CPUE standardisation and the construction of indices of stock abundance in a

spatially varying fishery using general linear models. *Fisheries Research*, v. 70, n. 2-3, p. 209-227, 2004.

CASTILLO, J.; BARBIERI, M. A.; GONZALEZ, A. Relationships between sea surface temperature, salinity and pelagic fish distribution off northern Chile. *ICES Journal of Marine Science*, v. 53, p. 139-146, 1996.

CASTRO, M. N.; CASTRO, R. M.; SOUZA, P. C. A importância da mata ciliar no contexto da conservação do solo. *Revista Uniaraguaia*, v. 4, n. 4, p. 230-241, 2013.

CECÍLIO, R. A.; REIS, E. D. Apostila didática: manejo de bacias hidrográficas. Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Agrárias, Departamento de Engenharia Rural, 2006.

CEPENE. Boletim estatístico da pesca marítima e estuarina no estado da Bahia – 1998. Tamandaré: Edições IBAMA. CEPENE, 1999. 32 p.

CERQUEIRA, T. C. et al. Effects of urbanization on water quality in a watershed in northeastern Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 192, p. 1-17, 2020.

CHAKRABORTY, U. Effects of different phases of the lunar month on living organisms. *Biological Rhythm Research*, p. 1–29, 2018. doi:10.1080/09291016.2018.1526502.

CHAVANCE, P. et al. Ecology, biology and population dynamics of *Archosargus rhomboidalis* (Pisces: Sparidae) in a tropical coastal lagoon system, southern Gulf of Mexico. In: *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, Universidad Nacional Autónoma de México, 1986. p. 11-30.

CHAVES, P. T. C.; NOGUEIRA, A. B. Biologia reprodutiva do robalo-peva, *Centropomus parallelus* (Teleostei), na Baía de Guaratuba (Brasil). *Acta Biologica Paranaense*, v. 47, p. 69–84, 2019.

CHEN, Y.; SHAN, X.; JIN, X.; YANG, T.; DAI, F.; YANG, D. A comparative study of spatial interpolation methods for determining fishery resources density in the Yellow Sea. *Acta Oceanologica Sinica*, v. 35, p. 65-72, 2016.

CHHABRA, A.; GEIST, H.; HOUGHTON, R. A.; HABERL, H.; BRAIMOH, A. K.; VLEK, P. L. G.; PATZ, J.; XU, J.; RAMANKUTTY, N.; COOMES, O.; LAMBIN, E. F. Multiple impacts of land-use/cover change. In: LAMBIN, E. F.; GEIST, H. (org.). *Land-use and land-cover change: local processes and global impacts*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2006. p. 71-116.

CHURCH, J. A.; WHITE, N. J. A 20th century acceleration in global sea-level rise. *Geophysical Research Letters*, v. 33, n. 1, 2006.

CLARKE, G. L. *Elements of ecology*. New York: Wiley, 1965. p. 219.

CLOERN, J. E. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*, v. 210, p. 223-253, 2001.

CLOSE, C. H.; HALL, G. B. A GIS-based protocol for the collection and use of local knowledge in fisheries management planning. *Journal of Environmental Management*, v. 78, n. 4, p. 341–352, 2006.

CODARIN, A.; WYSOCKI, L. E.; LADICH, F.; PICCIULIN, M. Effects of ambient and boat noise

on hearing and communication in three fish species living in a marine protected area (Miramare, Italy). *Marine Pollution Bulletin*, v. 58, p. 1880–1887, 2009.

COELHO, V. H. R.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; ALMEIDA, C. D. N.; LIMA, E. R. V. D.; NETO, A. R.; MOURA, G. S. S. D. Dinâmica do uso e ocupação do solo em uma bacia hidrográfica do semiárido brasileiro. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 18, p. 64-72, 2014.

COSTA, R. T.; GONÇALVES, C. F.; FUSHITA, A. T.; SANTOS, J. E. dos. Land use/cover and naturalness changes for watershed environmental management (Southeastern Brazil). *Journal of Geoscience and Environment Protection*, v. 5, n. 11, p. 1-14, 2017.

COSTA E SILVA, G. H.; FREITAS, M. O.; ABILHOA, V. Reproductive biology of the fat snook *Centropomus parallelus* Poey, 1860 (Teleostei, Centropomidae) and implications for its management in the southern Atlantic Ocean. *Journal of Fish Biology*, v. 99, n. 2, p. 669-672, 2021.

CRABTREE, R. E.; HOOD, P. B.; SNODGRASS, D. Age, growth, and reproduction of permit (*Trachinotus falcatus*) in Florida waters. *Fish. Bull.*, v. 100, n. 1, p. 26-34, 2002.

CUBA, N. Sankey diagrams for visualizing land cover dynamics. *Landscape and Urban Planning*, v. 139, p. 163–167, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.03.010>.

CPRH. Companhia Pernambucana de Meio Ambiente. Plano de Gerenciamento Costeiro: diagnóstico sócio-ambiental do litoral sul de Pernambuco – APA de Guadalupe. GERCO/PE, 1998.

DAGORN, L.; PETIT, M.; STRETTA, J.-M. Simulation of large-scale tropical tuna movements in relation with daily remote sensing data: the artificial life approach. *Biosystems*, v. 44, p. 167-180, 1997.

DAHDOUH-GUEBAS, F.; AJONINA, G. N.; AMIR, A. A.; ANDRADI-BROWN, D. A.; AZIZ, I.; BALKE, T.; BARBIER, E. B.; CANNICCI, S.; CRAGG, S. M.; CUNHA-LIGNON, M.; CURNICK, D. J.; DUARTE, C. M.; DUKE, N. C.; ENDSOR, C.; FRATINI, S.; FELLER, I. C.; FROMARD, F.; HUGÉ, J.; HUXHAM, M.; KAIRO, J. G.; KAJITA, T.; KATHIRESAN, K.; KOEDAM, N.; LEE, S. Y.; LIN, H. J.; MACKENZIE, J. R.; MANGORA, M. M.; MARCHAND, C.; MEZIANE, T.; MINCHINTON, T. E.; PETTORELLI, N.; POLANÍA, J.; POLGAR, G.; POTI, M.; PRIMAVERA, J.; QUARTO, A.; ROG, S. M.; SATYANARAYANA, B.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; SPALDING, M.; VAN DER STOCKEN, T.; WODEHOUSE, D.; YONG, J. W. H.; ZIMMER, M.; FRIESS, D. A. Public perceptions of mangrove forests matter for their conservation. *Frontiers in Marine Science*, v. 7, p. 603651, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.603651>.

DAHDOUH-GUEBAS, F.; JAYATISSA, L. P.; DI NITTO, D.; BOSIRE, J. O.; SEEN, D. L.; KOEDAM, N. How effective were mangroves as a defence against the recent tsunami?. *Current Biology*, v. 15, n. 12, p. R443-R447, 2005.

DAHLGREN, C. P.; KELLISON, G. T.; ADAMS, A. J.; GILLANDERS, B. M.; KENDALL, M. S.; LAYMAN, C. A.; SERAFY, J. E. Marine nurseries and effective juvenile habitats: concepts and applications. *Marine Ecology Progress Series*, v. 312, p. 291-295, 2006.

DANTAS, D. V.; BARLETTA, M. Habitat use by *Centropomus undecimalis* in a rocky area of estuarine beach in north-east Brazil. *Journal of Fish Biology*, v. 89, n. 1, p. 793-803, 2016.

DAVENPORT, J.; DAVENPORT, J. L. The impact of tourism and personal leisure transport on coastal environments: a review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 67, p. 280–292, 2006.

DECOURSEY, P. J. Photoentrainment of circadian rhythms: an ecologist's viewpoint. In: HIROSHIGI, T.; HOMNA, K-I. (Ed.). *Circadian clocks and ecology*. Sapporo: University of Hokkaido Press, 1989. p. 187–206.

DEVI, G. K.; GANASRI, B. P.; DWARAKISH, G. S. Applications of Remote Sensing in Satellite Oceanography: A Review. *Aquatic Procedia*, v. 4, p. 579-584, 2015. ISSN 2214-241X. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.aqpro.2015.02.075>.

DIEGUES, A. C. S. A. Pesca artesanal: tradição e modernidade. Coletânea de trabalhos apresentados. 1989.

DOBROWSKI, S. Z.; ABATZOGLOU, J. T.; GREENBERG, J. A.; SCHLADOW, S. G. How much influence does landscape-scale physiography have on air temperature in a mountain environment? *Agricultural and Forest Meteorology*, Amsterdam, v. 149, n. 10, p. 1751-1758, 2009. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2009.06.006>.

DUARTE, L. O.; GARCÍA, C. B.; MORENO, I.; MELO, G.; NAVAJAS, P.; SANDOVAL, N.; VON SCHILLER, D. Atlas demográfico de los peces demersales del golfo de Salamanca, Caribe colombiano, dinámica poblacional, distribución, alimentación y reproducción. Livro INVEMAR, COLCIENCIAS, Santa Marta, 1999.

EISLER, R. Fishes. In: *Compendium of Trace Metals and Marine Biota*, vol. 2. Vertebrates. The Netherlands: Elsevier, 2010. cap. 3, p. 39–220.

EUROPEAN SPACE AGENCY; SINERGISE. Copernicus Global Digital Elevation Model. Distributed by OpenTopography, 2021.

FERNANDES, J. F. F.; FREITAS, J.; ARAÚJO, S. A.; SANTANA, T. C.; LOBATO, R. S.; FIGUEIREDO, M. B. Reproductive biology of the lane snapper, *Lutjanus synagris* (Linnaeus 1758) (Perciformes, Lutjanidae), in the Maranhão continental shelf, Northeast of Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, v. 105, n. 8, p. 1033-1050, 2022.

FERREIRA, A.L.S.; PASA, M.C. O uso de geotecnologia aplicada ao monitoramento de desmatamento do Pantanal Mato-Grossense. *Advances in Forestry Science*, Cuiabá, v. 2, n. 2, p. 41-47, 2015.

FERREIRA, B. P.; HOSTIM-SILVA, M.; BERTONCINI, A. A.; COLEMAN, F. C.; KOENIG, C. C.; MITCHESON, Y. S.; COLIN, P. L. Atlantic goliath grouper—*Epinephelus itajara*. *Reef Fish Spawning Aggregations: Biology, Research and Management*, p. 417-422, 2012.

FIDELLIS, C. N. A. A pesca de curral no município de São Caetano de Odivelas-PA. Belém-PA, 2013. 100 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca, Universidade Federal do Pará, Belém, 2013.

FIGUEIREDO, M. C. B.; ARAÚJO, L. F. P.; GOMES, R. B.; ROSA, M. F.; PAULINO, W. D.; e MORAIS, L. F. S. Impactos ambientais do lançamento de efluentes da carcinicultura em águas interiores. *Engenharia Sanitária Ambiental*, v. 11, n. 3, p. 231–240, 2005.

FRANKE, R.; NIELSON, G. Smooth interpolation of large sets of scattered data. *International Journal for Numerical Methods in Engineering*, v. 15, n. 11, p. 1691-1704, 1980.

FRÉDOU, T.; FERREIRA, B. P.; LETOURNEUR, Y. Assessing the stocks of the primary snappers caught in Northeastern Brazilian reef systems. 1: traditional modeling approaches. *Fisheries Research*, v. 99, p. 90–96, 2009a. doi: 10.1016/j.fishres.2009.05.008.

FRÉDOU, T.; FERREIRA, B. P.; LETOURNEUR, Y. Assessing the stocks of the primary snappers caught in Northeastern Brazilian reef systems. 2 – a multi-fleet age structured approach. *Fisheries Research*, v. 99, p. 97–105, 2009b. doi: 10.1016/j.fishres.2009.05.009.

FREITAS, M. O.; DE MOURA, R. L.; FRANCINI-FILHO, R. B.; MINTE-VERA, C. V. Spawning patterns of commercially important reef fish (Lutjanidae and Serranidae) in the tropical western South Atlantic. *Scientia Marina*, v. 75, n. 1, p. 135-146, 2011.

FREITAS, M. O.; ABILHOA, V.; COSTA E SILVA, G. H. Feeding ecology of *Lutjanus analis* (Teleostei: Lutjanidae) from Abrolhos Bank, Eastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, v. 9, p. 411-418, 2011.

FRIESS, D. A.; YANDO, E. S.; ALEMU, J. B.; WONG, L.-W.; SOTO, S. D.; BHATIA, N. Ecosystem services and disservices of mangrove forests and salt marshes. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, v. 58, p. 107–142, 2020.

FORMAN, R. T.; GODRON, M. *Landscape Ecology*. New York: Wiley, 1986. FORNÉS, A.; ORFILA, A.; BASTERRETXEA, G.; JORDI, T.; MORAL, F.; ÁLVAREZ, A.; VIZOSO, G.; CASAS, B.; DUARTE, C.; TINTORE, J. The Imedeia MandCGIS: a GIS Based Interdisciplinary Tool for Scientific Management of the Coastal Zone. In: COASTGIS, Genova, Italy, 2003.

FORRESTAL, F. C.; SCHIRRIPA, M.; GOODYEAR, C. P.; ARRIZABALAGA, H.; BABCOCK, E. A.; COELHO, R.; INGRAM, W.; LAURETTA, M.; ORTIZ, M.; SHARMA, R.; WALTER, J. Testing robustness of CPUE standardization and inclusion of environmental variables with simulated longline catch datasets. *Fisheries Research*, v. 210, p. 1-13, 2019.

FIGUEROLA-FERNANDEZ, M.; PENA-ALVARADO, N.; TORRES-RUIZ, W. Maturation and reproductive seasonality of the wahoo (*Acanthocybium solandri*), red-ear sardine (*Harengula umeralis*), false pilchard (*Harengula clupei*), thread herring (*Opisthonema oglinum*), crevalle jack (*Caranx hippos*), horse-eye jack (*Caranx latus*), blue runner (*Caranx crysos*), and great barracuda (*Sphyraena barracuda*) in Puerto Rico. Aspects of the reproductive biology of recreationally important fish species in Puerto Rico. Department of Natural and Environmental Resources, Fish and Wildlife Bureau, v. 1, p. 134-137, 2008.

GALINDO, T. P.; MOREIRA, L. M. Evaluation of genotoxicity using the micronucleus assay and nuclear abnormalities in the tropical sea fish *Bathygobius soporator* (Valenciennes, 1837) (Teleostei, Gobiidae). *Genetics and Molecular Biology*, v. 32, n. 2, p. 394–398, 2009.

GAMEIRO, S.; NASCIMENTO, V.; FACCO, D.; SFREDO, G.; OMETTO, J. Multitemporal spatial analysis of land use and land cover changes in the lower Jaguaribe hydrographic sub-basin, Ceará, Northeast Brazil. *Land*, v. 11, n. 1, p. 103, 2022.

GARCÍA-CAGIDE, A.; CLARO, R.; KOSHELEV, B. V. Reproducción. p. 187-262. In: CLARO, R. (ed.). *Ecología de los peces marinos de Cuba*. Inst. Oceanol. Acad. Cienc. Cuba; Cen. Invest. Quintana Roo (CIQRO) México, 1994.

GARRONE-NETO, D.; SANCHES, E. A.; DAROS, F. A. L. M.; IMANOBU, C. M. R.; MORO, P. S. Using the same fish with different rules: A science-based approach for improving management of recreational fisheries in a biodiversity hotspot of the Western South Atlantic. *Fisheries Management and Ecology*, v. 25, p. 253–260, 2018.

GARSTANG, W. The Impoverishment of the Sea - A Critical Summary of the Experimental and Statistical Evidence Bearing upon the Alleged Depletion of the Trawling Grounds. *Journal of the Marine Biological Association*, n. 6, p. 1-69, 1900.

GASALLA, M. A. Six decades of change in the South Brazil Bight Ecosystem. In: 3rd GLOBEC Open Science Meeting: From Ecosystem Function to Ecosystem Prediction, 2008, Victoria, Canada.

GASALLA, M. A.; ABDALLAH, P. R.; LEMOS, D. Potential impacts of climate change in Brazilian marine fisheries and aquaculture. In: CLIMATE CHANGE IMPACTS ON FISHERIES AND AQUACULTURE, 2017. p. 455–477. doi:10.1002/9781119154051.ch14.

GAO, J.; ZHA, Y.; NI, S. Assessment of the effectiveness of desertification rehabilitation measures in Yulin, northwestern China using remote sensing. *International Journal of Remote Sensing*, v. 22, p. 3783-3795, 2001.

GE, Y.; THOMASSON, J. A.; SUI, R. Remote sensing of soil properties in precision agriculture: A review. *Frontiers in Earth Science*, v. 5, p. 229-238, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11707-011-0175-0>.

GIACOMAZZO, M.; BERTOLO, A.; BRODEUR, P.; MASSICOTTE, P.; GOYETTE, J.-O.; MAGNAN, P. Linking fisheries to land use: How anthropogenic inputs from the watershed shape fish habitat quality. *Science of The Total Environment*, v. 717, 2020, p. 135377. ISSN 0048-9697. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969719353690>.

GIGLIO, V. J.; FREITAS, M. O. Caracterização da pesca artesanal com rede de camboa na Reserva Extrativista do Cassurubá, Bahia. *Biotemas*, v. 26, n. 2, p. 249-259, 2013.

GODOY, M. D. P.; LACERDA, L. D. de. River-island morphological response to basin land-use change within the Jaguaribe River estuary, NE Brazil. *Journal of Coastal Research*, v. 30, n. 2, p. 399-410, 2014.

GONZALEZ, J. G.; FRÉDOU, T.; DUARTE-NETO, P. J.; LABONNE, M.; LIRA, A. S.; SOARES, A. P. C.; DARNAUDE, A. M. Importance of estuaries for the horse-eye jack *Caranx latus* in northeastern Brazil: a case study of underestimated connectivity at the land-sea interface. *Marine Ecology Progress Series*, v. 731, p. 197–215, 2023.

GOODWIN IV, J. M.; JOHNSON, A. G. Age, growth, and mortality of blue runner, *Caranx crysos*, from the northern Gulf of Mexico. *Gulf of Mexico Science*, v. 8, n. 2, p. 2, 1986.

GRASS DEVELOPMENT TEAM. Geographic Resources Analysis Support System (GRASS) Software, Version 8.4. Open Source Geospatial Foundation, 2024. Disponível em: <https://grass.osgeo.org>.

GURGEL, A. M.; BÚRIGO, A. C.; FRIEDRICH, K.; AUGUSTO, L. G. S. Agrotóxicos e Saúde. Rio de Janeiro: Fiocruz, 2018. 168 p.

GURGEL, A. M.; SOUTO, A. S.; GUEDES, C. A.; et al. Espelho sem reflexos: conflitos e vulnerabilidades socioambientais em uma região produtora de cana-de-açúcar. *Ciência & Saúde Coletiva*, 2022, v. 27, n. 3, p. 1049-1060.

GUMIERE, S. J.; LAFOND, J. A.; HALLEMA, D. W.; PÉRIARD, Y.; CARON, J.; GALLICHAND, J. Mapping soil hydraulic conductivity and matric potential for water management of cranberry: Characterisation and spatial interpolation methods. *Biosystems Engineering*, 2014, v. 128, p. 29-40.

GUTREUTER, S.; VALLAZZA, J. M.; KNIGHTS, B. C. Persistent disturbance by commercial navigation alters the relative abundance of channel-dwelling fishes in a large river. *Canadian*

Journal of Fisheries and Aquatic Science, 2006, v. 63, p. 2418–2433.

HAN, H.; YANG, C.; ZHANG, H.; FANG, Z.; JIANG, B.; SU, B.; SUI, J.; YAN, Y.; XIANG, D. Environment variables affect CPUE and spatial distribution of fishing grounds on the light falling gear fishery in the northwest Indian Ocean at different time scales. *Frontiers in Marine Science*, 2022, v. 9, p. 939334.

HARPER, G. J.; STEININGER, M. K.; TUCKER, C. J.; JUHN, D.; HAWKINS, F. Fifty years of deforestation and forest fragmentation in Madagascar. *Environmental Conservation*, v. 34, n. 4, p. 325–333, 2007.

HASTIE, T.; TIBSHIRANI, R. Generalized additive models: some applications. *Journal of the American Statistical Association*, 1987, v. 82, n. 398, p. 371-386.

HAZIN, F. H.; ZAGAGLIA, J. R.; BROADHURST, M. K.; TRAVASSOS, P. E. P.; BEZERRA, T. R. Q. Review of a small-scale pelagic longline fishery off northeastern Brazil. 1998.

HIJMANS, R. raster: Geographic Data Analysis and Modeling. R package version 3.6-30, 2024. Disponível em: <https://rspatial.org/raster>.

HILBORN, R. et al. When can marine reserves improve fisheries management? *Ocean & Coastal Management*, v. 47, n 3-4, p. 197-205, jan. 2004.

HIMES-CORNELL, A.; PENDLETON, L.; ATIYAH, P. Valuing ecosystem services from blue forests: a systematic review of the valuation of salt marshes, seagrass beds, and mangrove forests. *Ecosystem Services*, v. 30, p. 36–48, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.01.006>.

HOUGHTON, R. A.; HOUSE, J. I.; PONGRATZ, J.; VAN DER WERF, G. R.; DEFRIES, R. S.; HANSEN, M. C.; RAMANKUTTY, N. Carbon emissions from land use and land-cover change. *Biogeosciences*, v. 9, n. 12, p. 5125-5142, 2012.

HUANG, G.-Y.; WANG, Y.-S. Physiological and biochemical responses in the leaves of two mangrove plant seedlings (*Kandelia candel* and *Bruguiera gymnorrhiza*) exposed to multiple heavy metals. *Journal of Hazardous Materials*, v. 182, n. 1, p. 848–854, 2010.

HUGHES, B. B. et al. Nursery functions of US West Coast estuaries: the state of knowledge for juveniles of focal invertebrate and fish species. Arlington, Virginia: Nature Conservancy, 2014.

ILARRI, M.; SOUZA, A. T.; DIAS, E.; ANTUNES, C. Influence of climate change and extreme weather events on an estuarine fish community. *Science of the Total Environment*, v. 827, 154190, 2022.

ISOBE, K. O.; ZAKARIA, M. P.; CHIEM, N. H.; MINH, L. Y.; PRUDENTE, M.; BOONYATUMANOND, R.; SAHA, M.; SARKAR, S.; TAKADA, H. Distribution of linear alkylbenzenes (LABs) in riverine and coastal environments in South and Southeast Asia. *Water Research*, v. 38, n. 9, p. 2449-2459, 2004.

ISAAK, D. J.; HURBERT, W. A. Integrating new technologies into fisheries science: the application of geographic information systems. *Fisheries*, v. 22, n. 1, p. 6–10, 1997.

JENTOFT, S.; MCCAY, B. User participation in fisheries management: lessons drawn from international experiences. *Marine Policy*, v. 19, n. 3, p. 227–246, 1995.

KAPPEL, C. V. Losing pieces of the puzzle: threats to marine, estuarine, and diadromous species. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 3, n. 5, p. 275-282, 2005.

KILLGORE, K. J.; MIRANDA, L. E.; MURPHY, C. E.; WOLFF, D. M.; HOOVER, J. J.; KEEVIN, T. M.; MAYNORD, S. T.; CORNISH, M. A. Fish entrainment rates through towboat propellers in the Upper Mississippi and Illinois rivers. *Transactions of the American Fisheries Society*, 2011.

KLEMAS, V. Fisheries applications of remote sensing: An overview. *Fisheries Research*, v. 148, p. 124-136, 2013. ISSN 0165-7836. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2012.02.027>.

KOENING, M. L.; LEÇA, E. E.; NEUMANN-LEITÃO, S.; MACÊDO, S. J. D. Impacts of the construction of the Port of Suape on phytoplankton in the Ipojuca River estuary (Pernambuco-Brazil). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 46, n. 1, p. 73–82, 2003.

KRUMME, U.; GIARRIZZO, T.; PEREIRA, R.; JESUS, A. J. S.; SCHAUB, C. Airborne synthetic-aperture radar (SAR) imaging to help assess impacts of stationary fishing gear on the north Brazilian mangrove coast. *Journal of Marine Science*, 2015. Disponível em: <http://icesjms.oxfordjournals.org/>.

LACERDA, C. H. F.; BARLETTA, M.; DANTAS, D. V. Temporal patterns in the intertidal faunal community at the mouth of a tropical estuary. *Journal of Fish Biology*, v. 85, n. 5, p. 1571–1602, 2014. doi:10.1111/jfb.12518.

LACERDA, D. C. D. S. Ecologia e pesca dos mugilídeos no complexo costeiro de Tamandaré, Pernambuco. 2020. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal de Pernambuco, Pernambuco, 2020.

LACERDA, L. D.; SANTOS, J. A.; MADRID, R. M. Copper emission factors from intensive shrimp aquaculture. *Marine Pollution Bulletin*, v. 52, n. 12, p. 1823–1826, 2006.

LACERDA, L. D.; MARINS, R. V. River damming and changes in mangrove distribution. *ISME/GLOMIS Electronic Journal*, v. 2, p. 1–4, 2002.

LAMBIN, E. F.; GEIST, H. J.; LEPERS, E. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual Review of Environment and Resources*, v. 28, n. 1, p. 205-241, 2003.

LAURS, R. M.; FIEDLER, P. C.; MONTGOMERY, D. R. Albacore tuna catch distributions relative to environmental features observed from satellite. *Deep-Sea Research*, v. 31, p. 1085-1099, 1984.

LEITE, V. A. W.; RODRIGUES, L. P.; LEITE, E. F. Dinâmica do uso e cobertura da terra no município de Miranda-MS, Pantanal Sul. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 11, n. 04, p. 1458-1477, 2018.

LIMA, A. R.; BARLETTA, M. Lunar influence on prey availability, diet shifts and niche overlap between Engraulidae larvae in tropical mangrove creeks. *Journal of Fish Biology*, v. 89, p. 2133–2152, 2016.

LIMA, A. R.; TORRES, R. A.; JACOBINA, U. P.; PINHEIRO, M. A.; ADAM, M. L. Genomic damage in *Mugil curema* (Actinopterygii: Mugilidae) reveals the effects of intense urbanization on estuaries in northeastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, v. 138, p. 63-69, 2019.

LIMA, D. C. C. Delimitação da linha de costa atual e zoneamento da faixa litorânea como

contribuição à gestão costeira do município de Tamandaré, Pernambuco–Brasil. 2001. 54 f. Monografia (Especialização em Gestão de Ambientes Costeiros Tropicais) – Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2001.

DA SILVA LIMA, C. S.; BADÚ, M. L. de A. S.; PESSANHA, A. L. M. Response of estuarine fish assemblages to an atypical climatic event in northeastern Brazil. *Regional Studies in Marine Science*, v. 35, p. 101121, 2020.

LIMA, T. S.; CANDEIAS, A. L. B.; CUNHA, M. C. C. Bioindicadores e Sensoriamento Remoto como Subsídios à Gestão dos Recursos Hídricos no Semiárido Brasileiro. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 10, n. 06, p. 1975-1994, 2017.

LIMA, W. C. R. Reflexões acerca da potencialidade cênica do Cacuri. *Ensaio geral*, Belém, PA, V. 2, n.4, p. 123- 132, 2010.

LIU, H.; ZHAO, W. Z.; CHANG, X. L.; ZHANG, L. J.; HE, Z. B. Characterizing landscape dynamics of a small catchment under ecological rehabilitation interventions in Northwestern China. *Landscape and Urban Planning*, v. 93, p. 201-209, 2009.

LOCATELLI, A. C. P. Ecologia populacional do mero *Epinephelus Itajara* no complexo estuarino do Rio Formoso. 2020. [Master's thesis], Universidade Federal de Pernambuco.

LOPES, F.; MIELNICZUK, J.; OLIVEIRA, E. S.; TORNQUIST, C. G. Evolução do uso do solo em uma área piloto da região de Vacaria, RS. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 14, p. 1038-1044, 2010.

LOWERRE-BARBIERI, S.; VILLEGAS-RIOS, D.; WALTERS, S.; BICKFORD, J.; COOPER, W.; MULLER, R.; TROTTER, A. Spawning site selection and contingent behavior in common snook, *Centropomus undecimalis*. *PLOS One*, v. 9, n. 7, p. e101809, 2014.

LOWRY, M.; WILLIAMS, D.; METTI, Y. Lunar landings—Relationship between lunar phase and catch rates for an Australian gamefish-tournament fishery. *Fisheries Research*, v. 88, p. 15–23, 2007.

LUCENA, F. P. DE, CABRAL, E. SANTOS, M. C. F. OLIVEIRA, V. S. BEZERRA, T. R. Q. A pesca de currais para peixes no litoral de Pernambuco. *Bol. Téc. Cient. CEPENE, Tamandaré – PE* - v. 19, n. 1, p. 93-102, 2013.

LUGENDO, B. R.; NAGELKERKEN, I.; JIDDAWI, N.; MGAYA, Y. D.; VAN DER VELDE, G. Fish community composition of a tropical nonestuarine embayment in Zanzibar, Tanzânia. *Fish Science*, v. 73, p. 1213-1223, 2007.

MACHADO, C. B. G.; GOMES, M. F. V. B. A territorialidade e os conflitos da pesca artesanal na colônia Z4-Barra Velha/SC. *Boletim de Geografia*, v. 32, p. 170-187, 2014.

MACREADIE, P. I.; COSTA, M. D. P.; ATWOOD, T. B.; FRIES, D. A.; KELLEWAY, J. J.; KENNEDY, H.; LOVELOCK, C. E.; SERRANO, O.; DUARTE, C. M. Blue carbon as a natural climate solution. *Nature Reviews Earth & Environment*, v. 2, n. 12, p. 826–839, 2021. <https://doi.org/10.1038/s43017-021-00224-1>.

MAGALHÃES, J. Indicadores Ambientais e Recursos Hídricos: Realidade e perspectivas para o Brasil a partir da experiência francesa. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2007. 688 p.

MAHDIANPARI, Masoud et al. Meta-analysis of wetland classification using remote sensing: A

systematic review of a 40-year trend in North America. *Remote Sensing*, v. 12, n. 11, p. 1882, 2020.

MAHDIANPARI, M.; GRANGER, J. E.; MOHAMMADIMANESH, F.; SALEHI, B.; BRISCO, B.; HOMAYOUNI, S.; LANG, M. Meta-analysis of wetland classification using remote sensing: A systematic review of a 40-year trend in North America. *Remote Sensing*, v. 12, n. 11, p. 1882, 2020.

MAIA, L. P.; LACERDA, L. D.; MONTEIRO, L. H. U.; SOUZA, G. M. Atlas dos Manguezais do Nordeste do Brasil: Avaliação das Áreas de Manguezais dos Estados do Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba e Pernambuco. Fortaleza, Brasil: SEMACE, 2006. 150 p. Disponível em: <http://www.institutomilenioestuarios.com.br/produtos.html>.

MALDONADO-GARCIA, M.; GARCIA-LOPEZ, V.; CARRILLO, M.; HERNANDEZ-HERRERA, A.; RODRIGUEZ-JAMILLO, C. Stages of gonad development during the reproductive cycle of the blackfin snook, *Centropomus medius* Günther. *Aquaculture Research*, v. 36, p. 554–563, 2005.

MARTIN, K. S. GIS in Marine Fisheries Science and Decision Making. In: FISHER, W. L.; RAHEL, F. J. (Eds.). *Geographic Information Systems in Fisheries*. American Fisheries Society, 2004. p. 237–258.

MARTINS, A. S.; HAIMOVICI, M. Reproduction of the cutlassfish *Trichiurus lepturus* in the southern Brazil subtropical convergence ecosystem. *Scientia Marina*, v. 64, n. 1, p. 97-105, 2000.

MANESCHY, M. C. Pescadores Curralistas no Litoral do Estado do Pará: Evolução e Continuidade de uma Pesca Tradicional. *Revista da SBHC*, N. 10, p.53-74, 1993.

MANESCHY, M. C. Pescadores Curralistas no Litoral do Estado do Pará: Evolução e Continuidade de uma Pesca Tradicional. *Revista da SBHC*, N. 10, p.53-74, 1993. MANESCHY, M. C. Pescadores Curralistas no Litoral do Estado do Pará: Evolução e Continuidade de uma Pesca Tradicional. *Revista da SBHC*, N. 10, p.53-74, 1993.

McGARIGAL, K.; MARKS, B. J. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying categorical maps. Forest Science Department, Oregon State University, Corvallis, 1995. 112 p.

MEADEN, G.J.; KAPETSKY, J.M. Geographical information systems and remote sensing in inland fisheries and aquaculture. *FAO Fisheries Technical Paper* 318, 262 p., 1991.

MEADEN, G.J. Applications of GIS to Fisheries Management. In: WRIGHT, D.; BARTLETT, D. (Eds.), *Marine and Coastal Geographical Information Systems*. Taylor and Francis, London, p. 205–226, 2000.

MENDOZA, M. E.; GRANADOS, E. L.; GENELETTI, D.; PÉREZ-SALICRUP, D. R.; SALINAS, V. Analysing land cover and land use change process at watershed level: A multitemporal study in the Lake Cuitzeo Watershed, Mexico (1975-2003). *Applied Geography*, v.31, p.237-350, 2011.

MENÉNDEZ, P.; LOSADA, I. J.; TORRES-ORTEGA, S.; NARAYAN, S.; BECK, M. W. The global flood protection benefits of mangroves. *Scientific Reports*, v.10, p.4404, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-61136-6>.

MÉRIGOT, B.; FRÉDOU, F. L.; VIANA, A. P.; FERREIRA, B. P.; DO NASCIMENTO COSTA JUNIOR, E.; SILVA-JÚNIOR, C. A. B.; FRÉDOU, T. Fish assemblages in tropical estuaries of northeast Brazil: A multi-component diversity approach. *Ocean and Coastal Management*, v. 143, p. 175–183, 2017. Disponível em: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0964569116301533>.

MENDONÇA, J. T., MACHADO, I. C., JENSEN, L. V., CAMPOLIMI, M. B., LUCENA, A., CARDOSO, T. A. Ordenamento da pesca com cercos-fixos no estuário de Cananéia-Iguape-Ilha Comprida. *Arquivos de Ciências do Mar. Fortaleza*, v. 44, p. 36- 51, 2011.

MEYER, W. B.; TURNER II, B. L. Land-Use/Land-Cover Change: Challenges for Geographers. *GeoJournal*, v. 39, n. 3, p. 237-240, 1996.

MIDHA, N.; MATHUR, P. K. Assessment of forest fragmentation in the conservation priority Dudhwa landscape, India using FRAGSTATS computed class level metrics. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*, v. 38, p. 487-500, 2010.

MINELLO, T. J.; ABLE, K. W.; WEINSTEIN, M. P.; HAYS, C. G. Salt marshes as nurseries for nekton: testing hypotheses on density, growth and survival through meta-analysis. *Marine Ecology Progress Series*, v. 246, p. 39-59, 2003.

MIRANDA, H. Expansão da agricultura e sua vinculação com o processo de urbanização na Região Nordeste/Brasil (1990-2010). *EURE (Santiago)*, Santiago, v. 38, n. 114, p. 173-201, maio 2012. Disponível em: http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0250-71612012000200007&lng=es&nrm=iso.

MITCHELL, J. D.; COLLINS, K. J.; MILLER, P. I.; SUBERG, L. A. Quantifying the impact of environmental variables upon catch per unit effort of the blue shark *Prionace glauca* in the western English Channel. *Journal of Fish Biology*, v. 85, n. 3, p. 657-670, 2014.

MORGAN, A. C.; BURGESS, G. H. 11. Fishery-dependent sampling: total catch, effort and catch composition. In: *Management techniques for elasmobranch fisheries*, v. 474, p. 182-200, 2005.

MOSCHETTO, F. A.; RIBEIRO, R. B.; DE FREITAS, D. M. Urban expansion, regeneration and socioenvironmental vulnerability in a mangrove ecosystem at the southeast coastal of São Paulo, Brazil. *Ocean & Coastal Management*, v. 200, p. 105418, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105418>.

MOTTA, F. S.; MENDONÇA, J. T.; MORO, P. S. Collaborative assessment of recreational fishing in a subtropical estuarine system: a case study with fishing guides from south-eastern Brazil. *Fisheries Management and Ecology*, v. 23, n. 3-4, p. 291-302, 2016.

MOURA, A. R. L. U.; CANDEIAS, A. L. B. A multi-temporal remote sensing and GIS based inventory of the mangroves at Itamaracá Estuarine System, Northeastern Brazil. *Tropical Oceanography*, v. 37, n. 1-2, 2009.

MOURA, R. T. Biomassa: produção primária do fitoplâncton e alguns fatores ambientais na Baía de Tamandare, Rio Formoso, Pernambuco, Brasil. 1991. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Pernambuco. Departamento de Oceanografia.

MOURATO, B. L.; ARFELLI, C. A.; AMORIM, A. F.; HAZIN, H. G.; CARVALHO, F. C.; HAZIN, F. H. Spatio-temporal distribution and target species in a longline fishery off the southeastern coast of Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, v. 59, p. 185-194, 2011.

MUSTARD, J. F. et al. Land-use and land-cover change pathways and impacts. In: GUTMAN, G. et al. (ed.). *Land change science: Remote sensing and digital image processing*. Vol. 6. Germany: Springer, 2012. p. 411-429.

NAGELKERKEN, I.; SHEAVES, M.; BAKER, R.; CONNOLLY, R. M. The seascape nursery: a novel spatial approach to identify and manage nurseries for coastal marine fauna. *Fish and Fisheries*,

v. 16, n. 2, p. 362-371, 2015.

NAJMUDEEN, T. M.; SATHIADHAS, R. Economic impact of juvenile fishing in a tropical multi-gear multi-species fishery. *Fisheries Research*, v. 92, n. 2-3, p. 322-332, 2008.

NAKAMURA, Y.; TSUCHIYA, M. Spatial and temporal patterns of seagrass habitat use by fishes at the Ryukyu Islands, Japan. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 76, p. 345-356, 2008.

NASCIMENTO, G. C. C. et al. Characterization of artisanal fishing in Fishweirs, the north coast of Paraíba, Brazil. *Arquivos de Ciências do Mar, Fortaleza*, v. 49, n. 2, p. 92-103, ago./dez. 2016.

NAVEH, Z.; LIEBERMAN, A. S. *Landscape ecology – theory and application*. New York / Berlin / Heidelberg / Tokyo: Springer Series on Environmental Management, 1984.

NAYLOR, R. L.; GOLDBURG, R. J.; PRIMAVERA, J. H.; KAUTSKY, N.; BEVERIDGE, M. C.; CLAY, J.; TROELL, M. Effect of aquaculture on world fish supplies. *Nature*, v. 405, n. 6790, p. 1017, 2000.

OKADA, E. K.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. Spatial and temporal gradients in artisanal fisheries of a large Neotropical reservoir, the Itaipu Reservoir, Brazil. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 62, n. 3, p. 714-724, 2005.

ORTEGA-GARCIA, S.; PONCE-DIAZ, G.; O'HARA, R.; MARILÄ, J. The relative importance of lunar phase and environmental conditions on striped marlin (*Tetrapturus audax*) catches in sport fishing. *Fish Research*, v. 93, p. 190-194, 2008.

O'SULLIVAN, A. Place, Memory and Identity among Estuarine Fishing Communities Interpreting the Archaeology of Early Medieval Fish Weirs. *World Archaeology*, Vol. 35, No. 3, p. 449-468. 2003.

OTT, C. F. Os elementos Culturais da Pescaria Baiana. *Boletim do Museu Nacional*. Rio de Janeiro, n. 4, 1944

PADOVAN, M. P. Análise da situação do manejo das unidades de Conservação do Espírito Santo, Brasil. In: IV CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, Anais, 316-325. Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação/ Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, Curitiba, 2004.

PAGLIOSA, P. A.; FONSECA, A.; BARBOSA, F. A. R.; BRAGA, E. Urbanization impact on subtropical estuaries: a comparative study of mangrove pelagic systems in urban areas and in conservation units. *Journal of Coastal Research*, SI 39 (Proceedings of the 8th International Coastal Symposium), p. 731-735, Itajaí, SC, Brazil, 2006. ISSN 0749-0208.

PAIVA, M. P.; NOMURA, H. Sobre a produção de alguns currais de pesca do Ceará: Dados de 1962 a 1964. *Arquivos de Ciências do Mar*. n. 5, p.175- 214,1965.

PAIVA, M. P. Recursos pesqueiros estuarinos e marinhos do Brasil. Fortaleza: EUFC, 1997. p. 278

PAIXÃO, L.; ALENCAR, C.; GONÇALVES, M. V. P. Dinâmica pesqueira de Gamboa no mundo rural costeiro do Município de Cairu-BA. In: SEMINÁRIO NACIONAL ESPAÇOS COSTEIROS: ESPAÇOS DE PRODUÇÃO, ESPAÇOS DE VIDA, v. 3, 2016.

PELAGE, L.; DOMALAIN, G.; LIRA, A. S.; TRAVASSOS, P.; FRÉDOU, T. Coastal land use in Northeast Brazil: mangrove coverage evolution over three decades. *Tropical Conservation Science*,

v. 12, p. 1940082918822411, 2019.

PALOHEIMO, J. E.; DICKIE, L. M. Abundance and fishing success. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer*, v. 155, n. 1, p. 152-163, 1964.

PANG, A.; LI, C.; WANG, X.; HU, J. Land use/cover change in response to driving forces of Zoige County, China. *Procedia Environmental Sciences*, v. 2, p. 1074-1082, 2010.

PAULY, D; ZELLER, D. (Org.). *Global Atlas of Marine Fisheries: a critical appraisal of marine catches and ecosystem impacts*. 1ed. Washington DC: Island Press, v. 1, p. 199-200, 2016.

PEBESMA, E.; BIVAND, R. *Spatial Data Science: With applications in R*. Chapman and Hall/CRC, 2023. Disponível em: <https://r-spatial.org/book/>. DOI: 10.1201/9780429459016.

PEBESMA, E. Simple Features for R: Standardized Support for Spatial Vector Data. *The R Journal*, v. 10, n. 1, p. 439-446, 2018. DOI: 10.32614/RJ-2018-009. Disponível em: <https://doi.org/10.32614/RJ-2018-009>.

PELAGE, L.; BERTRAND, A.; SIQUEIRA, S. C. W.; ARAÚJO, A. C. A. P.; AVELINO, K. V. A.; DA SILVA, C. L.; FRÉDOU, T. Fishers' perceptions of global change to inform coastal planning in a data-poor socio-ecological system. *Marine Policy*, v. 155, p. 105784, 2023.

PELAGE, LATIFA; GONZALEZ, JÚLIO GUAZZELLI ; LELOCH, FRANÇOIS ; FERREIRA, VALDIMERE ; MUNARON, JEAN-MARIE ; LUCENA-FRÉDOU, FLÁVIA ; FRÉDOU,

THIERRY . Importance of estuary morphology for ecological connectivity with their adjacent coast: A case study in Brazilian tropical estuaries. *ESTUARINE COASTAL AND SHELF SCIENCE*, v. 251, p. 107184, 2021.

PEREIRA, P. H.; FERREIRA, B. P.; REZENDE, S. M. Community structure of the ichthyofauna associated with seagrass beds (*Halodule wrightii*) in Formoso River estuary - Pernambuco, Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 82, p. 617-628, 2010.

PERERA-GARCÍA, M. A.; MENDOZA-CARRANZA, M.; PÁRAMO-DELGADILLO, S. Dinámica reproductiva y poblacional del robalo, *Centropomus undecimalis* (Perciformes: Centropomidae), en barra San Pedro, Centla, México. *Universidad y ciencia*, v. 24, n. 1, p. 49-59, 2008.

PERNAMBUCO. Secretaria de Meio Ambiente e Sustentabilidade (Semas-PE). *Zoneamento Ambiental das Atividades Náuticas - ZATAN: REGIÃO DO ESTUÁRIO DO RIO FORMOSO - PE*. 1ª ed. Recife: Secretaria de Meio Ambiente e Sustentabilidade, 2021. Publicação com o apoio do Ministério Federal do Meio Ambiente, Proteção da Natureza e Segurança Nuclear (BMU) da Alemanha, por meio da Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH.

PERRY, R. I.; BOUTILLIER, J. A.; FOREMAN, M. G. Environmental influences on the availability of smooth pink shrimp, *Pandalus jordani*, to commercial fishing gear off Vancouver Island, Canada. *Fisheries Oceanography*, v. 9, n. 1, p. 50-61, 2000.

PESTANA, P. R. S.; BRAGA, A. L. F.; RAMOS, E. M. C.; OLIVEIRA, A. F.; OSADNIK, C. R.; FERREIRA, A. D.; RAMOS, D. Effects of air pollution caused by sugarcane burning in Western São Paulo on the cardiovascular system. *Revista de Saúde Pública*, v. 51, p. 0, 2017.

PETERS, K. M.; MATHESON, R. E., Jr.; TAYLOR, R. G. Reproduction and early life history of common snook *Centropomus undecimalis* (Bloch) in Florida. *Bulletin of Marine Science*, v. 62, p.

509–529, 1998.

PETRERE, M. Jr.; GIACOMINI, H. C.; DE MARCO, P. Jr. Catch-per-unit effort: Which estimator is best? *Brazilian Journal of Biology*, v. 70, p. 483–491, 2010. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842010005000010>.

PIORSKI, N. M.; SERPA, S. S.; NUNES, J. L. S. Análise comparativa da pesca de curral da Ilha do Maranhão – Brasil. *Arquivos de Ciências do Mar*. Fortaleza, v. 42, p. 65-71, 2009.

PHAM, H. M.; YAMAGUCHI, Y.; BUI, T. Q. A case study on the relation between city planning and urban growth using remote sensing and spatial metrics. *Landscape and Urban Planning*, v. 100, p. 223-230, 2011.

PRADO JÚNIOR, Caio. *Formação do Brasil contemporâneo* São Paulo, Martins, 1942.

PREVIERO, M.; MINTE-VERA, C. V.; FREITAS, M. O.; MOURA, R. L. D.; DEI TOS, C. Age

and growth of the dog snapper *Lutjanus jocu* (Bloch & Schneider, 1801) in Abrolhos Bank, Northeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, v. 9, p. 393-401, 2011.

POISSON, F.; GAERTNER, J. C.; TAQUET, M.; DURBEC, J. P.; BIGELOW, K. Effects of lunar cycle and fishing operations on longline-caught pelagic fish: fishing performance, capture time, and survival of fish. *Fishery Bulletin*, v. 108, p. 268–281, 2010.

POJAR, J.; DIAZ, N.; STEVENTON, D.; APOSTOL, D.; MELLEN, K. Biodiversity planning and forest management at the landscape scale. In: *Expanding horizons of forest ecosystem management. Proceedings of the Third Habitat Futures Workshop*. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-336, Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR, 1994. p. 55-70.

PORTMAN, M. E.; JIN, D.; THUNBERG, E. The connection between fisheries resources and spatial land use change: The case of two New England fish ports. *Land Use Policy*, v. 28, n. 3, p. 523-533, 2011.

PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L. L. Gestão de bacias hidrográficas. *Estudos Avançados*, São Paulo, v. 22, n. 63, p. 43-60, 2008.

POUDYAL, N. C.; BOWKER, J. M.; GREEN, G. T.; HODGES, D. G. Modeling the impact of changes in land use and socio-cultural patterns from urbanization on recreational fishing. In: *Urbanization and the global environment*. Nova Science Publishers, Hauppauge, NY, 2011. p. 163-180.

POULSEN, R. T.; HOLM, P. What can fisheries historians learn from marine science? The concept of catch per unit effort (CPUE). *International Journal of Maritime History*, v. 19, n. 2, p. 89-112, 2007. DOI: 10.1177/084387140701900205.

PROCÓPIO, S. D. O.; FERNANDES, M. F.; TELES, D. A.; SENA FILHO, J. G.; CARGNELUTTI FILHO, A.; RESENDE, M. A.; VARGAS, L. Toxicidade de herbicidas utilizados na cultura da cana-de-açúcar à bactéria diazotrófica *Herbaspirillum seropedicae*. *Seminário: Ciências Agrárias*, 35, p. 2383-2398, 2014.

PULVER, J. R. Does the lunar cycle affect reef fish catch rates? *North American Journal of Fisheries Management*, v. 37, n. 3, p. 536–549, 2017. doi: 10.1080/02755947.2017.1293574.

QGIS DEVELOPMENT TEAM. QGIS Geographic Information System. QGIS Association, 2024.

Disponível em: <https://www.qgis.org>.

RADAZEWSKY, A. Considerações sobre a captura de peixes por um cerco-fixo em Cananéia - SP – Brasil. Boletim do Instituto Oceanográfico - USP - São Paulo, v. 25, n. 11, p. 1-28, 1976.

RADINGER, J.; KAIL, J.; WOLTER, C. FIDIMO - A free and open source GIS based dispersal model for riverine fish. *Ecological Informatics*, v. 24, p. 238-247, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoinf.2013.06.002>

RAINES, G. L. Description and comparison of geologic maps with FRAGSTATS—a spatial statistics program. *Computers & Geosciences*, v. 28, p. 169-177, 2002.

RAJU, K. V.; HEGDE, V. R.; HEDGE, S. A. Land Use. *Geospatial Technologies for Agriculture*. Springer Briefs in Environmental Science: Cham. 2018, p. 91 – 93.

RAMOS, E. B.; GALLO, J.; VERRONE, V. M. A. Áreas da região lagunar Cananéia-Iguape susceptíveis de exploração pesqueira segundo diversos tipos de tecnologia. I- Pesca com cerco fixo. Boletim do Instituto Oceanográfico, USP, São Paulo, v. 29, n. 2, 1980.

RAMOS, J. A. A.; BARLETTA, M.; DANTAS, D. V.; LIMA, A. R. A.; COSTA, M. F. Influence of moon phase on fish assemblages in estuarine mangrove tidal creeks. *Journal of Fish Biology*, v. 78, p. 344–354, 2011.

RAPUANO, H.; BRICKNER, I.; SHLESINGER, T.; MEROZ-FINE, E.; TAMIR, R.; LOYA, Y. Reproductive strategies of the coral *Turbinaria reniformis* in the northern Gulf of Aqaba (Red Sea). *Scientific Reports*, v. 7, p. 42670, 2017.

RASMUSSEN, E. M.; CARPENTER, T. H. The relationship between Eastern Equatorial Pacific sea surface temperatures and rainfall over India and Sri Lanka. *Monthly Weather Review*, v. 111, p. 517–528, 1983. DOI: 10.1175/1520-0493(1983)111%3C0517%3E2.0.CO;2.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2016. Available at: <https://www.R-project.org>.

REZAEI, S.; PELOT, R.; FINNIS, J. The effect of extratropical cyclone weather conditions on fishing vessel incidents severity level in Atlantic Canada. *Safety Science*, v. 85, p. 33-40, 2016.

REZENDE, S. M.; FERREIRA, B. P.; FREDOU, T. A pesca de lutjanídeos no nordeste do Brasil: histórico das pescarias, características das espécies e relevância para o manejo. Boletim Técnico Científico do CEPENE, v. 11, p. 1-17, 2003.

RIBEIRO, C.A.A.S.; SOARES, V.P.; SANTOS, R.M.; SOARES, C.P.B. Estruturação topológica de grandes bases de dados de bacias hidrográficas. *Revista Árvore*, Viçosa – MG, v. 32, n. 4, p. 687- 696, 2008. DOI: 10.1590/S0100-67622008000400010.

RIBEIRO, H.; PESQUERO, C. Queimadas de cana-de-açúcar: avaliação de efeitos na qualidade do ar e na saúde respiratória de crianças. *Estudos Avançados*, v. 24, n. 68, p. 255-271, 2010.

RIOLO, F. A geographic information system for fisheries management in American Samoa. *Environmental Modelling and Software*, v. 21, n. 7, p. 1025–1041, 2006.

ROCCHINI, D.; DELUCCHI, L.; BACARO, G.; CAVALLINI, P.; FEILHAUER, H.; FOODY, G. M.; HE, K. S.; NAGENDRA, H.; PORTA, C.; RICOTTA, C.; SCHMIDTLEIN, S.; SPANO, L. D.; WEGMANN, M.; NETELER, M. Calculating landscape diversity with information-theory based

índices: A GRASS GIS solution. *Ecological Informatics*, v. 17, p. 82-93, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2012.04.002>.

ROCHA, C.; FAVARO, L. F.; SPACH, H. L. Biologia reprodutiva de *Sphoeroides testudineus* (Linnaeus)(Pisces, Osteichthyes, Tetraodontidae) da gamboa do Baguaçu, Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 19, p. 57-63, 2002.

RODRIGUES, P. P. Aspectos reprodutivos do robalo peba, *Centropomus parallelus*, na foz do rio Doce, Linhares/ES. 2005. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Oceanografia) – Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Humanas e Naturais, Departamento de Ecologia e Recursos Naturais, Linhares, 2005.

ROGERS, K.; WILTON, K. M.; SAINTILAN, N. Vegetation change and surface elevation dynamics in estuarine wetlands of southeast Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 66, n. 3-4, p. 559-569, 2006.

ROSA, M.; SHIMBO, J. Z.; AZEVEDO, T. Mapbiomas – mapeando as transformações do território brasileiro nas últimas três décadas. In: VIII Simpósio Brasileiro de Restauração Ecológica. São Paulo: Instituto de Botânica, 2019.

RUSS, G. R. et al. Marine reserve benefits local fisheries. *Ecological applications*, v. 14, n 2, p. 597-606, 2004.

SABINO, H.; VASQUES, G. D. M.; DART, R. D. O.; HERNANI, L. C. Comparação de quatro métodos para a delimitação de uma microbacia hidrográfica de 1 km²: GRASS e extensões Spatial Analyst, ArcSWAT e HEC-GeoHMS no ArcGIS. 2017.

SADOVY, Y.; EKLUND, A.-M. Synopsis of biological data on the Nassau grouper, *Epinephelus striatus* (Bloch, 1792), and the jewfish, *E. itajara* (Lichtenstein, 1822). 1999.

SARA, G.; DEAN, J. M.; D'AMATO, D.; BUSCAINO, G.; OLIVERI, A.; GENOVESE, S.; FERRO, S.; BUFFA, G.; LO MARTIRE, M.; MAZZOLA, S. Effect of boat noise on the behavior of bluefin tuna *Thunnus thynnus* in the Mediterranean Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, v. 331, p. 243–253, 2007.

SACHS, I.; MAIMOM, D.; TOLMASQUIM, M. T. The social and ecological impact of 'Pro-Alcool'. *IDS Bulletin*, v. 18, n. 1, p. 39-46, 1987.

SANKEY, H. R. Introductory note on the thermal efficiency of steam-engines. Report of the committee appointed on the 31st March, 1896, to consider and report to the council upon the subject of the definition of a standard or standards of thermal efficiency for steam-engines: With an introductory note. *Minutes of Proceedings of the Institution of Civil Engineers*, v. 134, p. 278–283, 1898. Incl. Plate 5. Also published in: *The Engineer*, v. 86, Sept. 2, 1898, p. 236–237.

SANTANA, I. A pesca artesanal na APA litoral norte da Bahia: Um olhar sobre a exploração comercial da ictiofauna marinha e estuarina e sobre as relações pesca-pescador. PhD Thesis, Universidade Federal da Paraíba, 2001.

SANTOS, A. M. P. Fisheries oceanography using satellite and airborne remote sensing methods: a review. *Fisheries Research*, v. 49, n. 1, p. 1-20, 2000. ISSN 0165-7836. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(00\)00201-0](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(00)00201-0).

SANTOS, G. S.; BURGOS, D. C.; LIRA, S. M. A.; SCHWAMBORN, R. The impact of trampling on reef macrobenthos in northeastern Brazil: how effective are current conservation strategies?

Environmental Management, v. 56, p. 847–858, 2015.

SANTOS, R. A.; CÂMARA, J. J. C.; CAMPOS, E. C.; VERMULUM JUNIOR, H.; GIAMAS, M. T. D. Considerações sobre a pesca profissional e a produção pesqueira em águas continentais do estado de São Paulo. Boletim Técnico, n. 19, 32 p., 1995.

SANTOS, F. L. de B. Levantamento da ictiofauna do estuário do RF (Pernambuco, Brasil) através da Pesca de Camboa. 2002. 78 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2001.

SANTOS, M. M. F. Impactos ambientais no estuário do rio Formoso a partir da confluência dos rios Ariquindá/Formoso, Tamandaré (PE), 2002.

SANTOS, M. P. N. D.; SEIXAS, S.; AGGIO, R. B. M.; HANAZAKI, N.; COSTA, M.; SCHIAVETTI, A.; DIAS, J. A.; AZEITEIRO, U. M. A pesca enquanto atividade humana: pesca artesanal e sustentabilidade. Revista de Gestão Costeira Integrada, v. 12, p. 405–427, 2012. <https://doi.org/10.5894/rgci385>.

SANTOS NETO, J. G. D. Caracterização da pesca de camboa no estuário do Rio Serinhaém, Igrapiúna–Bahia. 2016. Dissertação (Mestrado em Ciências do Mar) - Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2016.

SARMENTO, V. C.; SANTOS, P. J. P. Trampling on coral reefs: tourism effects on harpacticoid copepods. Coral Reefs, v. 31, p. 135–146, 2011.

SATYANARAYANA, B.; THIERRY, B.; SEEN, D. L.; RAMAN, A. V.; MUTHUSANKAR, G. Remote sensing in mangrove research - relationship between vegetation indices and dendrometric parameters: a case for Coringa, east coast of India. In: 22ND ASIAN CONFERENCE ON REMOTE SENSING, 2001, Singapura. Anais... Singapura: Centre for Remote Imaging, Sensing and Processing, National University of Singapore, nov. 2001.

SCEARCE, C. European Fisheries History: Preindustrial Origins of Overfishing. Proq. Disc. Guid., p. 01-13, 2009. Disponível em: <http://www.csa.com/discoveryguides/fish/review.pdf>.

SEYLER, F.; MULLER, F.; COCHONNEAU, G.; GUIMARÃES, L.; GUYOT, J.L. Watershed delineation for the Amazon sub-basin system using GTOPO30 DEM and a drainage network extracted from JERS SAR images. Hydrological Processes, v. 23, p. 3173-3185, 2009. DOI: 10.1002/hyp.7397.

SHARIF, A.; MONPERRUS, M.; TESSIER, E.; BOUCHET, S.; PINALY, H.; RODRIGUEZ-ONZALEZ, P.; MARON, P.; AMOUROUX, D. Fate of mercury species in the coastal plume of the Adour River estuary (Bay of Biscay, SW France). Science of the Total Environment, v. 496, p. 701-713, 2014.

SHEAVES, M.; BAKER, R.; NAGELKERKEN, I.; CONNOLLY, R. M. True value of estuarine and coastal nurseries for fish: incorporating complexity and dynamics. Estuaries and Coasts, v. 38, p. 401-414, 2015.

SHEPARD, D. A two-dimensional interpolation function for irregularly-spaced data. In: Proceedings of the 1968 23rd ACM national conference, 1968, p. 517-524.

SHINKARENKO, S. S.; BARTALEV, S. A. Application of remote sensing data in large-scale monitoring of wetlands. Cosmic Research, v. 62, n. Suppl 1, p. S100-S114, 2024.

SHIVPUJE, P.; DESHMUKH, N.; BHALCHANDRA, P.; KHAMITKAR, S.; LOKHANDE, S.; JONDHALE, V.; BAHUGUNA, V. Investigation for land use and land cover change detection using GIS. In: Proceedings of the International Congress on Information and Communication Technology: ICICT 2015, v. 2, p. 393-399. Singapore: Springer, 2016.

SIDDIK, M. A.; ISLAM, A. R. M. T. Review of coastal land transformation: Factors, impacts, adaptation strategies, and future scopes. *Geography and Sustainability*, v. 5, n. 2, p. 167-178, 2024. ISSN 2666-6839. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geosus.2024.01.010>

SILVA, A. P. Pesca artesanal brasileira: Aspectos conceituais, históricos, institucionais e prospectivos. Palmas: Embrapa Pesca e Aquicultura, 2014. 32 p. Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/108691/1/bpd3.pdf>.

SILVA, C. N. Cartografia das percepções ambientais-territoriais dos pescadores do estuário amazônico com utilização de instrumentos de geoinformação. *Revista Formação [online]*, Presidente Prudente: UNESP, 2008, p. 118-128.

SILVA, C. N. Geotecnologias aplicadas ao ordenamento territorial pesqueiro. Belém-Pará, 2012. 190 f. Tese (Doutorado em Ecologia Aquática e Pesca) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca, Universidade Federal do Pará, Belém, 2012.

SILVA, C. N. Territorialidades e modo de vida de pescadores do rio Itaquara, Breves-PA. Belém-PA, 2006. 201 p. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal do Pará, Belém, 2006.

SILVA-JÚNIOR, C. A. B.; MÉRIGOT, B.; LUCENA-FRÉDOU, F.; FERREIRA, B. P.; COXEY, M. S.; REZENDE, S. M.; FRÉDOU, T. Functional diversity of fish in tropical estuaries: A traits-based approach of communities in Pernambuco, Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 198, p. 413–420, 2017. doi: 10.1016/j.ecss.2016.08.030.

SILVA, J. B. Territorialidade da pesca no estuário de Itapessoca-PE: técnicas, petrechos, espécies e impactos ambientais. 103 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2006.

SILVA, J. R. I.; ASSUNÇÃO MONTENEGRO, A. A.; ANDRADE FARIAS, C. W. L.; JARDIM, A. M. D. R. F.; SILVA, T. G. F.; MONTENEGRO, S. M. G. L. Morphometric characterization and land use of the Pajeú river basin in the Brazilian semi-arid region. *Journal of South American Earth Sciences*, v. 118, p. 103939, 2022.

SILVA, J. R. I.; SOUZA, E. S.; SOUZA, R.; SANTOS, E. S.; ANTONINO, A. C. D. Efeito de diferentes usos do solo na erosão hídrica em região semiárida. *Revista Engenharia na Agricultura*, v. 27, n. 3, p. 272-283, 2019.

SILVA, L. G. Os pescadores na história do Brasil. Vol. 1. Comissão Pastoral dos Pescadores, 1988. p. 108-115.

SKOLE, D. L. Data on Global Land-Cover Change: Acquisition, Assessment, and Analysis. In: MEYER, W. B.; TURNER II, B. L. (Eds.). *Changes in Land Use and Land Cover: A Global Perspective*. Cambridge: Cambridge University Press, 1994. p. 437-471.

SMALL, C.; NICHOLLS, R. J. A global analysis of human settlement in coastal zones. *Journal of Coastal Research*, v. 19, p. 584–599, 2003.

SITU, R.; BROWN, R. J. Mixing and dispersion of pollutants emitted from an outboard motor.

Marine Pollution Bulletin, v. 69, p. 19–27, 2013.

SLABBEKOORN, H.; BOUTON, N.; VAN OPZEELAND, I.; COERS, A.; TEN CATE, C.; POPPER, A. N. A noisy spring: the impact of globally rising underwater sound levels on fish. *Trends in Ecology and Evolution*, v. 25, p. 419–427, 2010.

SOUZA, D. D. R. et al. Análise espaço-temporal do uso da terra e de áreas de preservação permanente de bacia hidrográfica na Zona da Mata Pernambucana, Nordeste do Brasil. *Geoambiente On-line*, n. 46, 2023.

SOUZA-FILHO, P. W. M.; DE SOUZA, E. B.; SILVA JÚNIOR, R. O.; NASCIMENTO JÚNIOR, W. R.; DE MENDONÇA, B. R. V.; GUIMARÃES, J. T. F.; DALL'AGNOL, R.; SIQUEIRA, J. O. Four decades of land-cover, land-use and hydroclimatology changes in the Itacaiúnas River watershed, southeastern Amazon. *Journal of Environmental Management*, v. 167, p. 175-184, 2016.

SOUZA, E. G. F. et al. Delimitação e caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Riacho do Navio, Pernambuco, a partir de dados SRTM processados no QGIS. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 14, n. 03, p. 1530-1540, 2021.

SOUZA JUNIOR, M. T. D. Redes de pesca empregadas pelos pescadores comerciais em uma área de intensa atividade pesqueira do Baixo Amazonas: caracterização, técnicas e eficiência de captura. 2018. 127 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2018.

SOUZA, R. S.; VALLADARES, G. S.; ESPINDOLA, G. M. M. Mapeamento multitemporal do uso e cobertura da terra da planície costeira do estado do Piauí. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 9, n. 5, p. 1606-1620, 2016.

SOUZA, I. S. Geotecnologia aplicada ao estudo das artes fixas da pesca artesanal na zona costeira do Baixo Sul da Bahia e Recôncavo Baiano. Feira de Santana-BA, 2018. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana, 2018.

SOUZA, C. D.; BATISTA, V. S.; FABRÉ, N. N. What are the main local drivers determining richness and fishery yields in tropical coastal fish assemblages? *Zoologia*, v. 35, p. 1–12, 2018. doi:10.3897/zoologia.35.e12898.

SOUTHWORTH, J.; MUNROE, D.; NAGENDRA, H. Land cover and landscape fragmentation—comparing the utility of continuous and discrete analyses for a western Honduras region. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 101, p. 185–205, 2004.

SOUZA JR., C. M.; SHIMBO, J. Z.; ROSA, M. R.; PARENTE, L. L.; ALENCAR, A. A.; RUDORFF, B. F. T.; HASENACK, H.; MATSUMOTO, M.; FERREIRA, L. G.; SOUZA-FILHO, P. W. M.; OLIVEIRA, S. W. de; ROCHA, W. F.; FONSECA, A. V.; MARQUES, C. B.; DINIZ, C. G.; COSTA, D.; MONTEIRO, D.; ROSA, E. R.; VÉLEZ-MARTIN, E.; WEBER, E. J.; LENTI, F. E. B.; PATERNOST, F. F.; PAREYN, F. G. C.; SIQUEIRA, J. V.; VIEIRA, J. L.; FERREIRA NETO, L. C.; SARAIVA, M. M.; SALES, M. H.; SALGADO, M. P. G.; VASCONCELOS, R.; GALANO, S.; MESQUITA, V. V.; AZEVEDO, T. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with Landsat archive and Earth Engine. *Remote Sensing*, v. 12, n. 17, p. 2735, 2020.

STRETTA, J.-M. Forecasting models for tuna fishery with aerospatial remote sensing. *International Journal of Remote Sensing*, v. 12, n. 4, p. 771-779, 1991.

SUPERVILLE, P.J.; PRYGIEL, E.; MAGNIER, A.; LESVEN, L.; GAO, Y.; BAEYENS, W.;

OUDDANE, B.; DUNOULIN, D.; BILLON, G. Daily variations of Zn and Pb concentrations in the Deûle River in relation to the resuspension of heavily polluted sediments. *Science of the Total Environment*, v. 470-471, p. 600–607, 2014.

STEPPUTTIS, D.; SANTOS, J.; HERRMANN, B.; MIESKE, B. Broadening the horizon of size selectivity in trawl gears. *Fisheries Research*, v. 184, p. 18-25, 2016.

STONER, A. W. Effects of environmental variables on fish feeding ecology: implications for the performance of baited fishing gear and stock assessment. *Journal of Fish Biology*, v. 65, n. 6, p. 1445-1471, 2004.

STUART, V.; PLATT, T.; SATHYENDRANATH, S. The future of fisheries science in management: a remote-sensing perspective. *ICES Journal of Marine Science*. Disponível em: <http://icesjms.oxfordjournals.org/>.

TAVARES, M. C. S.; FURTADO JÚNIOR, I.; SOUZA, R. A. L.; BRITO, C. S. F. A pesca de curral no Estado do Pará. *Bol. Téc. Cient. Cepnor, Belém*, v. 5, n. 1, p. 115-139, 2005.

TEH, S. Y.; DEANGELIS, D. L.; STERNBERG, L. D. S. L.; MIRALLES-WILHELM, F. R.; SMITH, T. J.; KOH, H.-L. A simulation model for projecting changes in salinity concentrations and species dominance in the coastal margin habitats of the Everglades. *Ecological Modelling*, v. 213, n. 2, p. 245–256, 2008.

TERRADOS, J.; BORUM, J. Why are seagrasses important? - Goods and services provided by seagrass meadows. *European seagrasses: an introduction to monitoring and management*, p. 8-10, 2004.

TIAN, S.; HAN, C.; CHEN, Y.; CHEN, X. Evaluating the impact of spatio-temporal scale on CPUE standardization. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, v. 31, n. 5, p. 935-948, 2013.

TOFT, J. D.; MUNSCH, S. H.; CORDELL, J. R.; SIITARI, K.; HARE, V. C.; HOLYCROSS, B.; DEBRUYCKERE, L. A.; GREENE, C. M.; HUGHES, B. B. Impact of multiple stressors on juvenile fish in estuaries of the northeast Pacific. *Global Change Biology*, v. 24, n. 5, p. 2008-2020, 2018.

TRAVAGLIA, C.; PROFETI, G.; AGUILAR-MANJARREZ, J.; LOPEZ, N. A. Mapping coastal aquaculture and fisheries structures by satellite imaging radar. Case study of the Lingayen Gulf, the Philippines. *FAO Fisheries Technical Paper*, n. 459, p. 45, 2004.

TRINDADE-SANTOS, I.; FREIRE, K. D. M. F. Analysis of reproductive patterns of fishes from three large marine ecosystems. *Frontiers in Marine Science*, v. 2, p. 38, 2015.

TURNER, M. G. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 20, p. 171-197, 1989.

TURNER, B. L. II et al. Land-Use and Land-Cover Change, Science/Research Plan. IGBP Report no. 35. Stockholm and Geneva: IGBP, 1995.

TURSCHWELL, M. P.; TULLOCH, V. J. D.; SIEVERS, M.; PEARSON, R. M.; ANDRADI-BROWN, D. A.; AHMADIA, G. N.; CONNOLLY, R. M.; BRYAN-BROWN, D.; LOPEZ-MARCANO, S.; ADAME, M. F.; BROWN, C. J. Multi-scale estimation of the effects of pressures and drivers on mangrove forest loss globally. *Biological Conservation*, 247, 108637, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108637>.

VANDERKLIFT, M. A.; MARCOS-MARTINEZ, R.; BUTLER, J. R. A.; COLEMAN, M.; LAWRENCE, A.; PRISLAN, H.; STEVEN, A. D. L.; THOMAS, S. Constraints and opportunities for market-based finance for the restoration and protection of blue carbon ecosystems. *Marine Policy*, 107, 103429, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2019.02.001>.

VERWEIJ, M. C.; NAGELKERKEN, I.; WARTENBERGH, S. L. J.; PENIDO, R.; VAN DER VELDE, G. Caribbean mangroves and seagrass beds as daytime feeding habitats for juvenile French grunts, *Haemulon flavolineatum*. *Marine Biology*, v. 149, p. 1291-1299, 2006.

VINSON, M. R.; ANGRADI, T. R. Muskie lunacy: does the lunar cycle influence angler catch of muskellunge (*Esox masquinongy*)? *PLoS One*, v. 9, n. 5, e98046, 2014.

VYE, S. R.; EMMERSON, M. C.; ARENAS, F.; DICK, J. T.; O'CONNOR, N. E. Stressor intensity determines antagonistic interactions between species invasion and multiple stressor effects on ecosystem functioning. *Oikos*, v. 124, n. 8, p. 1005-1012, 2015.

WALKER, B.W. A guide to the grunion. *California Fish and Game*, v. 38, n. 3, p. 409-420, 1952.

WECKMÜLLER, R.; VICENS, R. S. As geotecnologias e a detecção de trajetórias evolutivas da paisagem: possibilidades metodológicas e aplicações. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 11, n. 06, p. 2140-2159, 2018.

WEINSTEIN, M. P.; HECK, K. Ichthyofauna of seagrass meadows along the Caribbean coast of Panama and in the Gulf of Mexico: Composition, structure and community ecology. *Marine Biology*, v. 50, p. 97-108, 1979.

WHITFIELD, A. K.; BECKER, A. Impacts of recreational motorboats on fishes: A review. *Marine Pollution Bulletin*, v. 83, p. 24–31, 2014.

WICKHAM, H.; FRANÇOIS, R.; HENRY, L.; MÜLLER, K.; VAUGHAN, D. *dplyr: A Grammar of Data Manipulation*. R package version 1.1.4, 2023. Disponível em: <https://github.com/tidyverse/dplyr>; <https://dplyr.tidyverse.org>.

WIENS, J. What is landscape ecology really? *Landscape Ecology*, Dordrecht, v. 7, p. 149-150, 1992.

WIDMER, W. M.; UNDERWOOD, A. J. Factors affecting traffic and anchoring patterns of recreational boats in Sydney Harbour, Australia. *Landscape and Urban Planning*, v. 66, p. 173– 183, 2004.

YIGITCANLAR, T. GIS based participatory decision making approach. In: ESRI – EMEA YEAR 2000 ESRI EUROPEAN, MIDDLE EASTERN AND AFRICAN USERS CONFERENCE, 18–20 out. 2000, Istanbul, Turkey. 2000.

ZAINUDDIN, M.; KIYOFUJI, H.; SAITOH, K.; SAITOH, S.-I. Using multi-sensor satellite remote sensing and catch data to detect ocean hot spots for albacore (*Thunnus alalunga*) in the northwestern North Pacific. *Deep-Sea Research*, v. 53, p. 419-431, 2006.

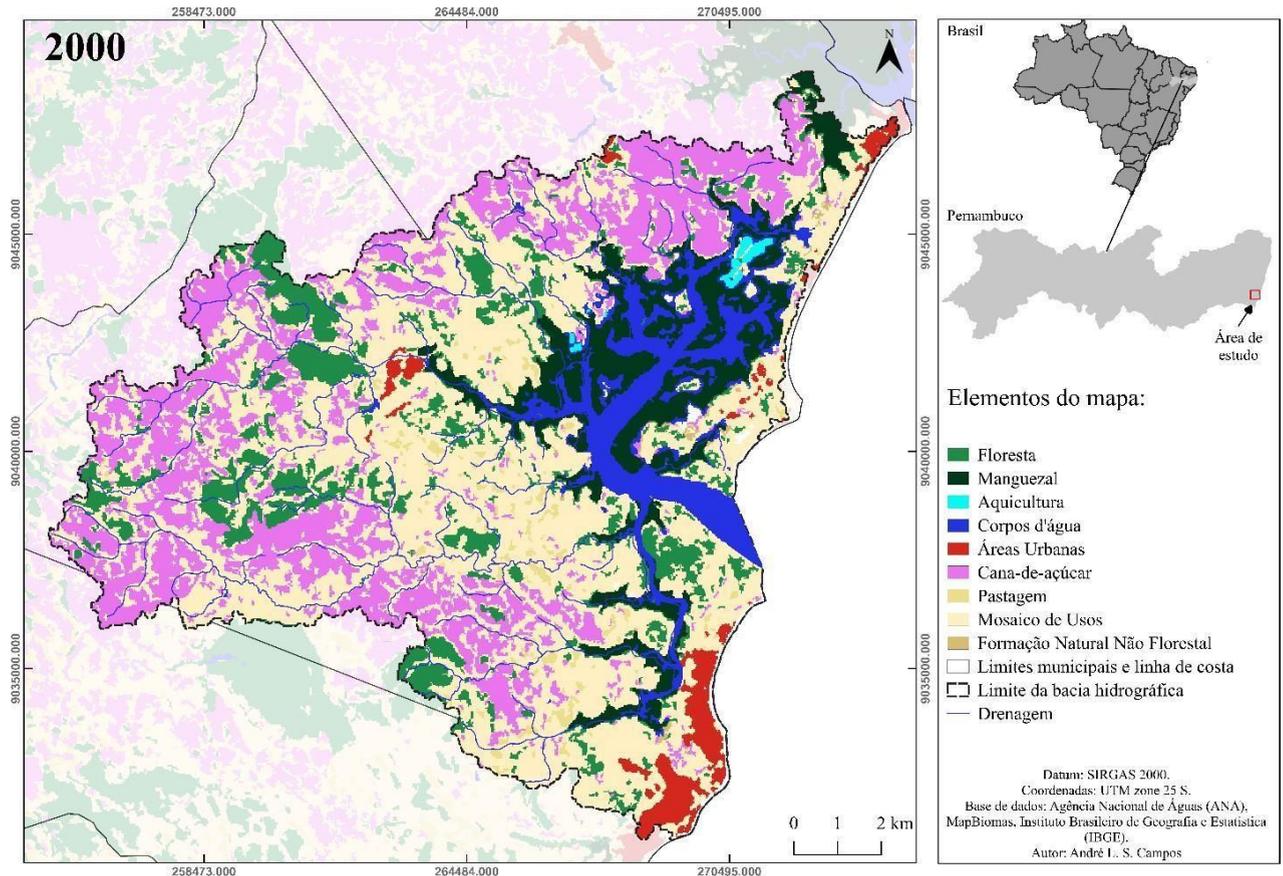
ZAMANI-AHMADMAHMOUDI, R.; ESMALI-SARI, A.; MOHAMMADI, J.; RIYAH BAKHTIARI, A.; SAVABIEASFHANI, M. Spatial analysis of Cd and Pb in the pike (*Esox Lucius*) from western Anzali Wetlands of Iran. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 90, n. 4, p. 4464–4600, 2013.

ZARAGOZÍ, B.; BELDA, A.; LINARES, J.; MARTÍNEZ-PÉREZ, J. E.; NAVARRO, J. T.; ESPARZA, J. A free and open source programming library for landscape metrics calculations.

Environmental Modelling & Software, v. 31, p. 131-140, 2012.

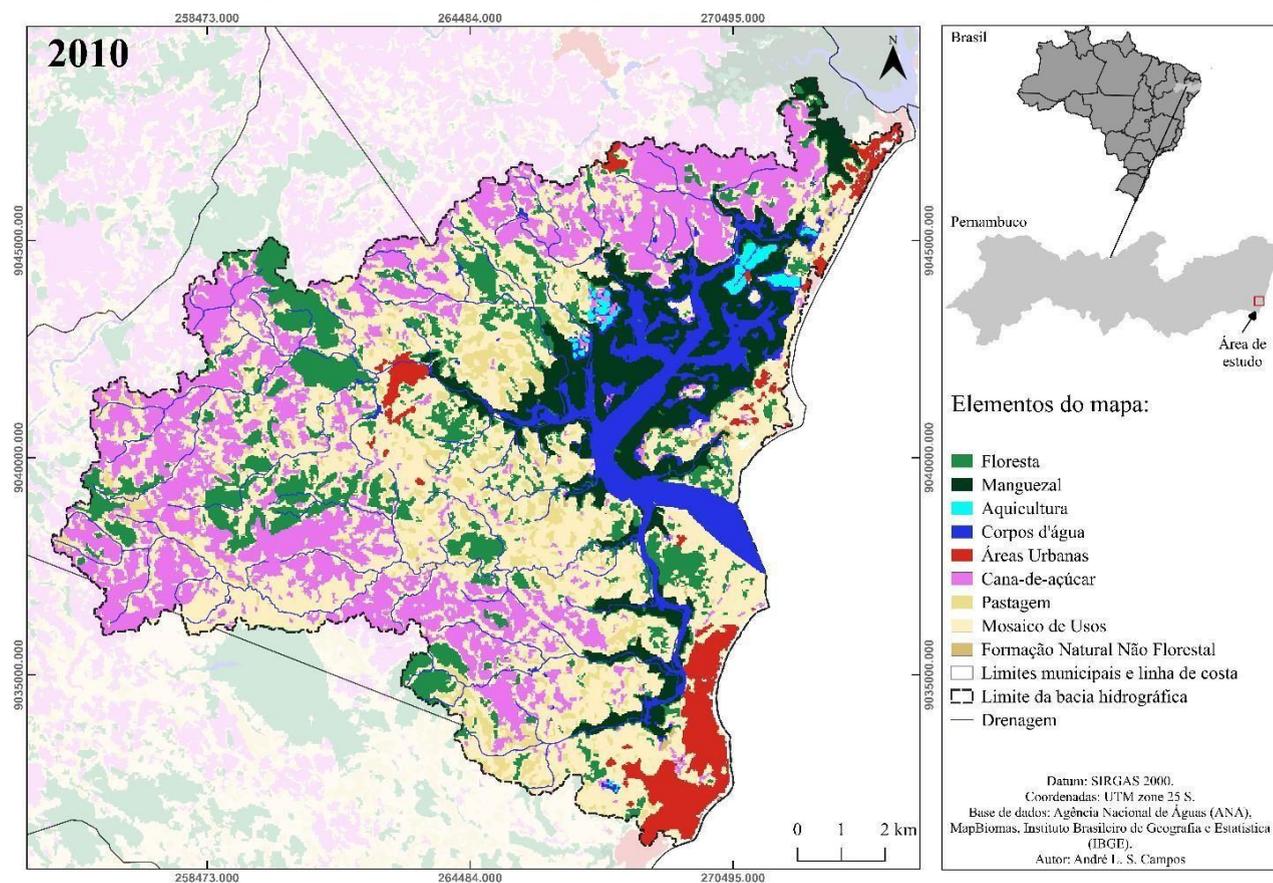
7. ANEXOS

Anexo A - Mapa de Uso e Ocupação do Solo da BHERF para o ano de 2000. As categorias de uso identificadas na imagem são: floresta (verde claro), manguezal (verde escuro), aquicultura (azul claro), corpos d'água (azul escuro), áreas urbanas (vermelho), áreas de cultivo de cana-de-açúcar (rosa), pastagem (amarelo escuro), mosaico de usos (amarelo claro) e formações naturais não florestais (bege).



Fonte: O autor (2024)

Anexo B - Mapa de Uso e Ocupação do Solo da BHERF para o ano de 2010. As categorias de uso identificadas na imagem são: floresta (verde claro), manguezal (verde escuro), aquicultura (azul claro), corpos d'água (azul escuro), áreas urbanas (vermelho), áreas de cultivo de cana-de-açúcar (rosa), pastagem (amarelo escuro), mosaico de usos (amarelo claro) e formações naturais não florestais (bege).



Fonte: O autor (2024)

Anexo C - Estatísticas dos modelos lineares.

Variável	Rio	Slope <i>a</i>	Std. Error <i>a</i>	<i>t</i> (Slope)	<i>p</i> (slope)	Intercept <i>b</i>	Std. error <i>b</i>	Slope <i>a</i>	<i>r</i>	<i>r</i> ²	<i>t</i>	<i>p</i> (uncorr.)	Permutation <i>p</i>
Captura	RA	0.036	0.002	23.275	0.000 *	0.000	0.000	(0.031, 0.040)	0.193	0.037	2.445	0.016 *	0.018
	RF	0.037	0.003	13.256	0.000 *	0.000	0.000	(0.026, 0.044)	0.099	0.010	0.849	0.399	0.396
	RP	0.046	0.002	19.690	0.000 *	0.000	0.000	(0.039, 0.051)	0.366	0.134	4.162	0.000 *	0.000
CPUE	RA	0.000	0.000	4.464	0.000 *	0.068	0.006	(-0.00004, -0.00001)	-0.338	0.115	-4.464	0.000 *	0.000
	RF	0.000	0.000	4.231	0.000 *	0.087	0.009	(-0.00005, -0.00002)	-0.444	0.197	-4.231	0.000 *	0.000
	RP	0.000	0.000	1.738	0.085	0.063	0.008	(-0.00001, 0.000)	-0.162	0.026	-1.738	0.085	0.083

Fonte: O autor (2024)

Anexo D - Estatísticas do teste *Mann-Whitney* para estações.

	RF seca	RF chuvosa	RA seca	RA chuvosa	RP seca	RP chuvosa
Min	0.006	0.007	0.005	0.006	0.002	0.004
Max	0.171	0.143	0.171	0.118	0.160	0.157
Sum	6.552	1.725	17.713	3.472	3.944	1.811
Mean	0.059	0.051	0.054	0.040	0.054	0.044
Std. error	0.003	0.006	0.002	0.002	0.004	0.005
Variance	0.001	0.001	0.001	0.000	0.001	0.001
Stand. dev	0.033	0.037	0.032	0.022	0.031	0.035
Median	0.053	0.039	0.045	0.035	0.052	0.036
25 prntil	0.036	0.016	0.030	0.024	0.032	0.021
75 prntil	0.074	0.073	0.069	0.054	0.073	0.057
Skewness	0.906	0.953	1.218	0.993	0.695	1.540
Kurtosis	0.610	0.313	1.315	0.789	0.586	2.354
Geom. mean	0.050	0.038	0.045	0.035	0.043	0.032
Coeff. var	56.4	73.0	59.2	54.9	57.7	79.7

Fonte: O autor (2024)

Anexo E - Estatísticas do teste *Mann-Whitney* para blocos.

	RF B2	RF B3	RF B4	RF B5	RA B1	RA B2	RA B3	RA B4	RA B5	RP B1	RP B2	RP B3	RP B4	RP B5
Min	0.015	0.006	0.010	0.007	0.006	0.006	0.005	0.011	0.010	0.007	0.017	0.010	0.003	0.002
Max	0.141	0.079	0.143	0.129	0.028	0.110	0.122	0.132	0.171	0.157	0.066	0.059	0.160	0.107
Sum	0.777	0.659	1.625	0.918	0.090	1.596	1.986	2.039	0.971	2.036	0.083	0.469	3.000	0.167
Mean	0.071	0.044	0.051	0.054	0.018	0.046	0.039	0.042	0.061	0.042	0.042	0.036	0.065	0.042
Std. error	0.013	0.007	0.007	0.010	0.004	0.004	0.003	0.004	0.010	0.004	0.025	0.004	0.005	0.023
Variance	0.002	0.001	0.002	0.002	0.000	0.001	0.001	0.001	0.002	0.001	0.001	0.000	0.001	0.002
Stand. dev	0.042	0.026	0.040	0.041	0.008	0.025	0.023	0.027	0.042	0.030	0.035	0.016	0.033	0.046
Median	0.064	0.045	0.036	0.034	0.019	0.040	0.036	0.030	0.052	0.034	0.042	0.041	0.061	0.029
25 prntil	0.036	0.019	0.017	0.019	0.012	0.029	0.021	0.024	0.030	0.022	0.017	0.023	0.048	0.006
75 prntil	0.096	0.071	0.072	0.094	0.024	0.056	0.055	0.053	0.082	0.044	0.066	0.049	0.089	0.090
Skewness	0.550	-0.110	1.057	0.627	-0.607	1.154	1.133	1.629	1.335	1.856	0.000	-0.230	0.299	1.362
Kurtosis	-0.714	-1.616	0.071	-1.026	1.841	1.114	2.103	2.650	2.200	3.963	-2.750	-1.010	0.653	1.815
Geom. me	0.058	0.034	0.037	0.039	0.016	0.039	0.033	0.035	0.048	0.033	0.033	0.032	0.052	0.020
Coeff. var	59.349	59.972	79.413	75.683	43.921	55.203	58.114	63.756	68.525	72.937	83.490	44.168	51.113	110.671

Fonte: O autor (2024)

Anexo F - Estatísticas do teste *Mann-Whitney* para tipos de armação das camboas.

	RF costa	RF canal	RF costa canal	RA costa	RA canal	RA costa canal	RP costa	RP costa canal
<i>Min</i>	0.006	0.007	0.010	0.010	0.005	0.006	0.002	0.003
<i>Max</i>	0.143	0.141	0.138	0.097	0.132	0.171	0.139	0.160
<i>Sum</i>	0.574	0.609	2.796	1.439	0.552	4.691	2.101	3.654
<i>Mean</i>	0.032	0.061	0.059	0.033	0.042	0.047	0.046	0.054
<i>Std. error</i>	0.007	0.015	0.005	0.003	0.009	0.003	0.005	0.004
<i>Variance</i>	0.001	0.002	0.001	0.000	0.001	0.001	0.001	0.001
<i>Stand. dev</i>	0.031	0.047	0.037	0.019	0.033	0.029	0.031	0.034
<i>Median</i>	0.027	0.061	0.052	0.027	0.044	0.040	0.039	0.046
<i>25 prntil</i>	0.015	0.010	0.029	0.021	0.019	0.026	0.024	0.029
<i>75 prntil</i>	0.035	0.102	0.087	0.041	0.054	0.060	0.060	0.073
<i>Skewness</i>	3.012	0.317	0.587	1.529	1.705	1.462	0.929	0.994
<i>Kurtosis</i>	10.494	-1.078	-0.504	2.540	4.564	2.939	0.637	1.092
<i>Geom. mean</i>	0.024	0.039	0.047	0.028	0.031	0.040	0.034	0.043
<i>Coeff. var</i>	97.084	76.833	62.029	57.343	76.553	61.068	68.049	62.903

Fonte: O autor (2024)