



UNIVERSIDADE FEDERAL DO MARANHÃO – UFMA
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE – CCBS
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFIA E LIMNOLOGIA – DEOLI

**VARIAÇÃO TEMPORAL DOS ÍNDICES ECOLÓGICOS DA ICTIOFAUNA
PRESENTE NO ESTREITO DOS COQUEIROS, ÁREA DE INFLUENCIA DO TUP
DA ALUMAR, SÃO LUIS - MA**

Filipe França dos Santos Silva

São Luís – MA
2024

Filipe França dos Santos Silva

**VARIAÇÃO TEMPORAL DOS ÍNDICES ECOLÓGICOS DA ICTIOFAUNA
PRESENTE NO ESTREITO DOS COQUEIROS, ÁREA DE INFLUENCIA DO TUP
DA ALUMAR, SÃO LUIS - MA**

Trabalho de conclusão de curso apresentado ao curso de Oceanografia da Universidade Federal do Maranhão para obtenção do grau de bacharelado em Oceanografia.

Orientador: Prof. Dr. Antonio Carlos Leal de Castro

Coorientador: Prof. Me. Alef Fontinele Teixeira

**São Luís – MA
2024**

Ficha gerada por meio do SIGAA/Biblioteca com dados fornecidos pelo(a) autor(a).
Diretoria Integrada de Bibliotecas/UFMA

Silva, Filipe França dos Santos.

VARIAÇÃO TEMPORAL DOS ÍNDICES ECOLÓGICOS DA ICTIOFAUNA
PRESENTE NO ESTREITO DOS COQUEIROS, ÁREA DE INFLUENCIA DO
TUP DA ALUMAR, SÃO LUIS - MA / Filipe França dos Santos
Silva. - 2025.

41 f.

Coorientador(a) 1: Alef Fontenele Teixeira.

Orientador(a): Antonio Carlos Leal de Castro.

Monografia (Graduação) - Curso de Oceanografia,
Universidade Federal do Maranhão, São Luís - Maranhão,
2025.

1. Indicadores. 2. Biodiversidade. 3.
Vulnerabilidade. 4. Estuários. I. Castro, Antonio Carlos
Leal de. II. Teixeira, Alef Fontenele. III. Título.

Filipe França dos Santos Silva

VARIAÇÃO TEMPORAL DOS ÍNDICES ECOLÓGICOS DA ICTIOFAUNA
PRESENTE NO ESTREITO DOS COQUEIROS, ÁREA DE INFLUENCIA DO TUP
DA ALUMAR, SÃO LUIS - MA

APROVADO EM: 14/02/2025

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. **Antonio Carlos Leal de Castro** (Orientador)
Universidade Federal do Maranhão – UFMA

Prof. Dr. **Jose Ribamar De Souza Torres Junior** (Titular)
Universidade Federal do Maranhão – UFMA

MSc. **José de Ribamar Pinheiro Júnior** (Prodema)
Universidade Federal do Maranhão – UFMA

Prof. Dr. **Marcelo Henrique Lopes Silva** (Suplente)
Universidade Federal do Maranhão - UFMA

AGRADECIMENTOS

Dedico todo meu trabalho a Diego Leonardo França dos Santos, eternamente sinônimo de força, coragem e inteligência. Sentirei eterna saudade das nossas conversas e sorrisos juntos, foi um imenso prazer em dividir um planeta e uma época com você.

A Neusa França e Epitácio Lima que fizeram parte da minha vida e deixaram uma eterna saudade em meu coração, espero um dia também poder reencontra-los.

Agradeço primeiramente a minha mãe Cristiane França, por ter sido meu pai e minha mãe todos esses anos e sempre estar presente em todos os momentos da minha vida, “eu te amo muito, muito”. A minha avó Iracema França, sinônimo de resistência e força, eu te amo muito minha segunda mãe e a minha tia Renata França por sempre me aconselhar e buscar sempre o melhor de mim.

A Yasmim Gomes por todo amor e carinho durante a minha graduação, te amo muito e obrigado por todos os nossos momentos juntos, eu nunca amei alguém como você. Agradeço a minha sogra Elenice Gomes, por todo o apoio em diversos momentos, a sua amizade e carinho durante todos esses anos.

Aos meus irmãos, Mirella Ribeiro, Ilie Ribeiro, Yasmim Silva e Alexia Silva, pelos momentos e companheirismo. Agradeço aos meus primos Enzo Sousa, Theo Sousa, Aysha Sousa Jorge Henrique, Maria Luiza, Celio Caio, Sabrina Silva e Iago Pietro.

Ao meu orientador Prof. Dr. Antonio Carlos Leal de Castro, por ter me aceitado como discípulo e me guiado durante a graduação, o senhor é um exemplo de profissional apaixonado pelo que faz e aqui decido ao senhor todo meu carinho e admiração. Agradeço ao meu coorientador Alef Fontinele pelos conselhos, aprendizados e experiências trocadas durante a graduação.

Aos professores Marcelo Henrique Silva e James Azevedo, por todo apoio, parceria e ensinamentos durante a minha graduação, suas contribuições são muito importantes para minha formação como profissional.

Aos professores Walter Muedas e Katiene Regia, que me acolheram durante os meus primeiros períodos e auxiliaram em diversos momentos da graduação.

As minhas duas melhores amigas Ingrid Lorena e Alcione Sousa, pelos conselhos, aprendizados e babados que partilhamos durante esses 4 anos, a amizade de vocês é essencial para mim.

As minhas amigas Scarlleth Patrícia e Danielle Viana que estão comigo desde o começo, sem vocês eu não seria quem sou hoje, muito obrigado por sempre extraírem o melhor de mim e me fazer uma pessoa melhor. Sou grato a Deus pela nossa amizade e por ter colocado vocês no meu caminho.

Aos meus amigos de laboratório Dani (TecDani), Larissa, Marina, Luana, Cecília, Suzane Beatriz e Athina pelos conselhos e momentos juntos.

Aos meus amigos do SEMA que me ajudaram em diversos momentos da minha graduação, de coração um obrigado a Hinayara, Luciara, Keila, Ikaro, Ramilson, Cristiane, Gil, Thais, Jardete, Edgar (vascaíno), Luana, Luciana e em especial para o meu amigo Luciano Chaves pelo apoio em diversos projetos.

Aos meus amigos de curso: Raian, Sakamoto, Martins, Oliveira, Nivea Fernanda, Magno, Nalbet, Guthemberg, Nicolle, e Lanna por todos os momentos.

Agradeço aos técnicos e funcionários do Departamento de Oceanografia e Limnologia por todo o apoio e amizade durante os anos e graduação, sem vocês esse trabalho não seria concluído, um abraço para seu Amaral, Davi, Moacir, Ilmar, Manoel, dona Rita, dona Jô e Carol.

A Fapema e CNPQ pela concessão de bolsas para realização dos estudos e suporte durante a graduação.

RESUMO

Os sistemas estuarinos são os ecossistemas mais impactados devido à ocupação antrópica inadequada e desordenada, especialmente quando em seu entorno ocorre um crescimento demográfico sem um planejamento sustentável. O presente estudo consiste em utilizar as comunidades de peixes como indicador do estado da biodiversidade na região sob influência do Terminal de Uso Privado (TUP) da ALUMAR. Para realização do estudo foram realizadas 6 coletas trimestrais entre os meses de fevereiro/2022 e junho/2023. Os peixes foram capturados por pescadores artesanais com auxílio de redes de tapagem. Após a captura, os indivíduos foram acondicionados em sacos plásticos devidamente etiquetados, colocados em caixas de isopor e transportados até o laboratório, onde foram identificados em nível de espécie. Os dados foram tabulados e transportados para os *softwares* PAST versão 4.0.3 e STATISTICA 7.0, onde foram calculados os índices de diversidade de Shannon, equitabilidade de Pielou e o índice estimador de Chao2 com base na riqueza observada das espécies, distribuídos nos locais e períodos de capturas. No total foram capturados 8.063 indivíduos, classificados em 47 espécies, pertencentes a 28 famílias, com destaque para a ordem dos Perciformes que contribuíram com 42,6% do total de capturas, seguido dos Siluriformes (19,1%), Cyprinodontiformes (15,55%) e Tetraodontiformes (14,46%). Os resultados para os índices de diversidade revelaram que a diversidade foi mais elevada no mês de junho/23 ($H' = 2,61$) e menor no mês de fevereiro/22 ($H' = 1,98$). Com relação a uniformidade das espécies, o índice de equitabilidade de Pielou mostrou que o ponto P1 teve a maior uniformidade entre os locais de amostragem ($E = 0,75$), enquanto o ponto P3 foi caracterizado como de baixa uniformidade ($E = 0,47$). O coeficiente de Jaccard demonstrou que o igarapé Tarará (P2) e Arapopai (P3) apresentaram maior similaridade durante todo o período, enquanto os igarapés Santa Rita (P1) e Arapopai (P3) foram os mais heterogêneos. O método da curva ABC permitiu avaliar a estrutura das comunidades nos diferentes pontos amostrais, indicando que os pontos P1 e P4 apresentam a curva de biomassa acima da curva de abundância, sugerindo uma comunidade mais estruturada, enquanto os pontos P2 e P3 tiveram valores negativos, sinalizando a dominância de espécies oportunistas nesses ambientes.

Palavras-chaves: indicadores, biodiversidade, vulnerabilidade, estuário.

ABSTRACT

Estuarine systems are the most impacted ecosystems due to improper and disorderly anthropogenic invasion, especially when demographic growth occurs around them without sustainable planning. This study aims to use fish communities as a means to assess biodiversity status in the region affected by ALUMAR's private use terminal (TUP). To conduct the study, six quarterly collections were made between February 2022 and June 2023. The fish were captured with the help of gill nets, in collaboration with artisanal fishermen. After capture, the individuals were placed in labeled plastic bags, transported in styrofoam boxes to the laboratory, and identified at the species level. The data were tabulated and processed using PAST version 4.0.3 and STATISTICA 7.0 software, where Shannon's diversity index, Pielou's evenness index, and the Chao2 estimator index based on the observed species richness were calculated, distributed by collection sites and periods. A total of 8,063 individuals were captured, classified into 47 species, belonging to 28 families, with the order Perciformes contributing (42.6%) of the total captures, followed by Siluriformes (19.1%), Cyprinodontiformes (15.55%), and Tetraodontiformes (14.46%). The results for the diversity indices revealed that diversity was highest in June 2023 ($H' = 2.61$) and lowest in February 2022 ($H' = 1.98$). Regarding species evenness, Pielou's evenness index showed that site P1 had the highest evenness among the sampling sites ($E = 0.75$), while site P3 exhibited low evenness ($E = 0.47$). The Jaccard coefficient showed that the Tarará (P2) and Arapopaí (P3) streams had the highest similarity across all collections, while the Santa Rita (P1) and Arapopaí (P3) streams were the most dissimilar. The ABC method allowed an evaluation of community structure at different sampling points, indicating that points P1 and P4 had biomass curves above abundance curves, representing a more structured community, while points P2 and P3 had negative values, indicating the dominance of opportunistic species in these environments.

.

Keywords: indicators, biodiversity, vulnerability, estuary.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa área de estudo, com ênfase nas áreas de captura de tapagem ao longo dos canais próximos ao terminal de uso privado da ALUMAR. Fonte: Soares (2022).

Figura 2. (A) Rede de tapagem utilizada na captura dos peixes; (B). Despesca sendo realizada no P4 no dia 16/06/2023. Fonte: Acervo pessoal.

Figura 3. Representação das ordens, com base na porcentagem de indivíduos capturados na área de influência do TUP da ALUMAR.

Figura 4. Representação das famílias, com base no número de espécies registradas na área de influência do TUP da ALUMAR.

Figura 5a. Variação temporal do índice de diversidade de Shannon na área de influência do TUP da ALUMAR.

Figura 5b. Variação espacial do índice de diversidade de Shannon na área de influência do TUP da ALUMAR.

Figura 6a. Variação temporal do índice de equitabilidade de Pielou na área de influência do TUP da ALUMAR.

Figura 6b. Variação espacial do índice de equitabilidade de Pielou na área de influência do TUP da ALUMAR.

Figura 7. Variação temporal do índice de riqueza estimada de CHAO2 na área de influência do Terminal de Uso Privado (TUP) da ALUMAR.

Figura 8a. Perfil temporal da diversidade de HILL da assembleia de peixes do estreito dos Coqueiros.

Figura 8b. Perfil temporal da diversidade de HILL da assembleia de peixes do estreito dos Coqueiros.

Figura 9. Curvas de abundância das espécies do estreito dos Coqueiros, considerando os meses de captura.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Lista das espécies registradas ao longo do período de amostragem.

Tabela 2. Valores do coeficiente de Jaccard para os locais amostrados.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	11
2. OBJETIVOS.....	13
2.1 GERAL.....	13
2.2 ESPECÍFICOS.....	13
3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	13
3.1 ICTIOFAUNA.....	13
3.2 PESCA.....	14
3.3 DEGRADAÇÃO AMBIENTAL.....	15
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	17
4.1 ÁREA DE ESTUDO.....	17
4.2 COLETA DE DADOS.....	18
4.3 ANÁLISE DE DADOS.....	18
4.4 INDICES DE DIVERSIDADE.....	19
4.4.1 ÍNDICE DE SHANNON-WIENER.....	19
4.4.2 EQUITABILIDADE DE PIELOU.....	19
4.4.3 ÍNDICE DE CHAO.....	20
4.5 ÍNDICE DE HILL.....	20
4.6 COEFICIENTE DE SIMILARIDADE.....	21
4.7 AVALIAÇÃO DA DEGRADAÇÃO AMBIENTAL.....	21
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	22
5.1 ANÁLISE DA ESTRUTURA DA ASSOCIAÇÃO DE PEIXES.....	22
5.2 ÍNDICES DE DIVERSIDADE.....	26
5.2.1 ÍNDICE DE SHANNON-WIENER.....	26
5.2.2 EQUITABILIDADE DE PIELOU.....	27
5.2.3 ÍNDICE DE CHAO.....	28
5.3 ÍNDICE DE HILL.....	29
5.4 COEFICIENTE DE SIMILARIDADE.....	30
5.5 CURVA ABC.....	31
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	32
7. REFERÊNCIAS.....	35

1. INTRODUÇÃO

Os estuários se destacam como os ecossistemas mais diversos do planeta, devido a sua biodiversidade e importância social e econômica (Costanza *et al.*, 1997; Sousa *et al.*, 2018), mas por outro lado, a partir do uso e ocupação irregular se tornaram um dos sistemas naturais mais ameaçados do mundo (Lotze *et al.*, 2006; Worm *et al.*, 2006; Halpern *et al.*, 2008).

Segundo dados do IBGE (2022), aproximadamente 54,8% da população brasileira reside em municípios localizados em até 150 km do litoral. Esta região tem enfrentado o aumento de atividades que usufruem de seus recursos e provocam pressões que devem ser monitoradas e compreendidas para a conservação do ambiente e manutenção da qualidade de vida das populações usuárias desses recursos (Khedhri *et al.*, 2016).

O litoral maranhense se estende por aproximadamente 640 km e detém as mais extensas áreas estuarinas do país, apresentando uma larga plataforma continental de águas rasas e uma grande drenagem fluvial (Castro, 1997; Nascimento *et al.*, 2016). A atividade pesqueira é uma atividade de grande importância social e econômica no estado, com 92% da produção pesqueira artesanal vindo do litoral (Almeida *et al.*, 2006). Cerca de 47 mil pessoas dependem exclusivamente da pesca como fonte de subsistência (Santos *et al.*, 2011), desempenhando papel fundamental na economia local, geração de emprego e fonte de alimento para famílias, além de contribuir para o fortalecimento da identidade social nos sistemas de crenças e valores agregados a atividade pesqueira (Ramos, 2008).

Os pescadores detêm múltiplos conhecimentos sobre a ictiofauna local, se tornando peças chave em ações de proteção dos organismos, manejo e de educação ambiental em comunidades ribeirinhas (Costa-Neto; Dias; Melo, 2002; Silva; Braga, 2017). As mudanças ambientais podem desencadear diversas respostas desses organismos que se manifestam na forma de estresse, alterações nas atividades metabólicas, composição e estruturação das comunidades (Albinati *et al.*, 2007; Becker *et al.*, 2009; Reid *et al.*, 2008; Silva, 2016).

As alterações antrópicas frequentes agem de maneira complexa e seus impactos nos ecossistemas aquáticos dificilmente podem ser analisados utilizando apenas as variáveis físico-químicas como medidas indiretas da integridade biológica (Fausch *et al.*, 1990). De acordo com Ferreira e Casatti (2007) a ictiofauna tem sido

constantemente utilizada para avaliação da degradação ambiental, sendo um indicador de estresse direto e indireto de todo o ecossistema aquático tendo grande aplicação nos monitoramentos ambientais (Parizotti, 2015).

O conhecimento dos processos ecológicos da comunidade de peixes, torna-se essencial para a geração de informações acerca da atual condição ambiental e suas tendências em séries temporais, além de constituir-se em importante instrumento para auxiliar na gestão desses recursos naturais e ordenar de forma integrada os usos desse ecossistema (Carvalho-Neta, 2004).

A variabilidade espacial e temporal em populações e comunidades ictiofaunísticas, pode ser observada através de monitoramentos periódicos, (Underwood; Chapman; Conell, 2000), que permitem identificar mudanças na composição e diversidade ao longo do tempo, as quais são perceptíveis em um local específico, contudo podem estar ausentes em outros, mesmo em locais próximos (Gray *et al.*, 2009; Rotherham *et al.*, 2011).

Oliveira e Frédou (2011) assinalam que as alterações ambientais são responsáveis pela perda da diversidade biológica, à medida que as condições ambientais se modificam. Dessa forma, é crucial buscar soluções que abordem o sistema como um todo, levando em conta os aspectos biológicos e os processos ecológicos em escalas adequadas.

Segundo a Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO, 2020), cerca de 34,2% dos estoques pesqueiros estão sendo explorados de forma não sustentável, o que eleva o risco de extinção quando associados a falta de compreensão do potencial da pesca e a captura de indivíduos prematuros.

As alterações humanas realizadas no ambiente estuarino resultam na variação imediata no padrão da diversidade animal (Castro, 2001), sendo de fundamental importância a adoção de uma gestão eficaz da pesca, visando promover o uso responsável dos estoques disponíveis para evitar o esgotamento das populações (Almeida *et al.*, 2006)

Deste modo, a avaliação dos padrões de distribuição das comunidades de peixes poderá evidenciar a importância da área como uma possível zona de alimentação, desenvolvimento e reprodução de algumas espécies, bem como identificar possíveis interferências provocada pelas atividades antrópicas adjacentes.

O presente trabalho se propõe avaliar a estrutura da comunidade de peixes no estuário do estreito dos Coqueiros, incluindo a composição abundância e padrão de

distribuição espaço-temporal da diversidade. A compreensão de variações naturais e as estratégias de biomonitoramento bem definidas, mostram-se particularmente adequadas para o desenvolvimento de medidas de gestão necessárias para melhorar a qualidade ambiental futura da área investigada.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Caracterizar as comunidades de peixes do estuário do estreito dos Coqueiros em sua composição, abundância e diversidade.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Descrever a composição da ictiofauna presente na região;
- Determinar as variações temporais e espaciais da abundância e biomassa
- Avaliar a diversidade, equitabilidade e riqueza da comunidade de peixes em escala espacial e temporal
- Identificar os níveis de perturbação através da comparação da abundância e biomassa;
- Produzir lista das espécies existentes na área

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 ICTIOFAUNA

As ictiocenoses dos sistemas estuarinos maranhenses são consideradas recursos potencialmente exploráveis, e desempenham um papel de grande importância dentro dos sistemas aquáticos através dos processos de troca e armazenamento de energia nos diversos níveis tróficos do ecossistema (Yanes-Arancibia *et al.*, 1988; Castro, 2001; Almeida, 2008).

Lizama *et al.*, (2020) aponta que estes animais apresentam mudanças fisiológicas, morfológicas e ecológicas frente ao impacto que o ambiente sofre pela ação do homem. Por esse motivo, as comunidades de peixes têm se tornado uma importante ferramenta de geração de informações sobre a atual condição ambiental dos ecossistemas (Oliveira; Frédou, 2011).

Os indicadores ambientais são parâmetros físicos, químicos ou biológicos que refletem de maneira mais precisa os aspectos dos ecossistemas (WARD *et al.*, 1998; Martins *et al.*, 2008), indicando a interferência antrópica no ambiente e monitoramento das mudanças nos ambientes estuarinos (Mérigot *et al.*, 2017; Silva *et al.*, 2018).

O uso de diferentes grupos de animais como indicadores das atividades humanas no ambiente é comum, sendo os peixes os mais utilizados para avaliação da qualidade ambiental (Castro *et al.*, 2010), pois as modificações impostas pelo ambiente interferem diretamente no padrão de variação da diversidade faunística e seus comportamentos ecológicos (Pinheiro *et al.*, 2005).

A utilização de práticas mais sustentáveis para gestão dos oceanos se torna uma prioridade mundial e as possíveis soluções em nível global são recomendadas pela ONU por meio dos seus Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (Silva e Barros, 2023).

Com o intermédio dos objetivos do desenvolvimento sustentável, os ambientes costeiros ganharam representatividade, principalmente pelo ODS 14 – Vida na água, que tem como objetivo a conservação e uso sustentável dos recursos marinhos em geral visando o desenvolvimento sustentável (Gonsalves, 2021).

3.2 PESCA

A pesca artesanal desempenha um papel fundamental nas comunidades ribeirinhas, servindo como fonte de alimento e emprego para muitas populações humanas, especialmente em países em desenvolvimento, perfazendo em até 60% da produção pesqueira marinha do Brasil e 95% da produção maranhense (Begossi, 2004, Almeida *et al.*, 2006).

Além de contribuir de maneira significativa para incrementar a economia local (Ramos, 2008), o conhecimento tradicional dos pescadores, tem se mostrado de grande importância para os processos de gestão pesqueiras em diversas regiões do País (Kellermann *et al.*, 2020), tendo esse conhecimento, transmitido de geração em geração, um valor cultural que precisa ser mantido e preservado (Gonçalves; Ott, 2022).

[...] A interação peixe/pescador que acontece em comunidades tradicionais vai além da rotina da atividade pesqueira, pois quando verbalizada reflete símbolos, crenças, costumes e percepções que caracterizam grupos populacionais diversos (Marques, 2012; Da Silva, 2021).

Essas comunidades tradicionais mantém uma relação direta com o ambiente natural, adquirindo desta forma um amplo conhecimento sobre o ecossistema, que podem ser usados frente a problemas ambientais frequentes que surgem devido às atividades humanas, particularmente sobre pesca excessiva e poluição (Figueiredo;

Freitas, 2019).

Na região costeira do estado do Maranhão, a pesca representa a principal atividade extrativista, envolvendo a captura de diferentes espécies de peixes, crustáceos e de moluscos bivalves, desempenhando uma importante ferramenta para a preservação de espécies em seus habitats naturais e na promoção do uso de práticas sustentáveis dos recursos pesqueiros (Pereira; Dieges, 2010).

As artes de pesca utilizadas são confeccionadas artesanalmente pela própria comunidade, sendo algumas delas: Linha, Espinhel, Tarrafa, Tapagem, Malhadeira, Curral, Puçá ou redinha, Rede de enseada, Rede de lanço, entre outros (Montele *et al.*, 2010).

Vale destacar que os sistemas estuarinos têm grande importância para a comunidade pesqueira, tendo recursos potenciais que fornecem uma expressiva fonte de proteína e biomassa disponível, servindo de abrigo as ictiocenoses que controlam o balanço energético desse ecossistema, atuando diretamente nos processos de transformação e condução de energia nos ambientes aquáticos (Yáñez Arancibia, 1978).

Contudo, os ecossistemas marinhos têm sido cada vez mais submetidos a exploração de seus recursos e ambientes (Silva, 2016), refletindo em alterações nas comunidades de peixes ao longo do tempo, sendo observadas na maioria dos habitats costeiros frequentemente associadas às alterações de variáveis abióticas, como temperatura e salinidade ou impactos causados pelas atividades humanas, como a pesca predatória (Last *et al.*, 2011), a poluição e degradação do habitat (Ecoutin *et al.*, 2010).

3.3 DEGRADAÇÃO AMBIENTAL

Água é um dos bens naturais mais importantes, sendo crucial para a manutenção de todas as formas de vida na Terra (Leite; Crispim, 2020). Além dessa importância, os recursos hídricos estão relacionados de forma efetiva com os aspectos econômicos como as atividades portuárias, pesca, alimentação, lazer, culturais e sociais, além de serem indispensáveis também na indústria (Gomes, 2011).

A expansão industrial desempenha o papel de agente catalisador do crescimento urbano, processo que ocorre de maneira desordenada e sem um planejamento sustentável (Andrade; Sanquetta; Ugaya, 2005), causando impactos negativos no meio ambiente, gerando urgência para o desenvolvimento e adequação

de métodos de avaliação da qualidade ambiental (Bruschi Jr. *et al.*, 2000).

As mudanças ambientais globais, somadas às pressões humanas diretas têm afetado a qualidade da água e impactado a biodiversidade dos ecossistemas estuarinos (Borja *et al.*, 2010; Li e de Jonge, 2015; Merigot *et al.*, 2017). Entre as principais ameaças a conservação e o uso sustentável dessas áreas estão a especulação imobiliária, o turismo predatório, as atividades portuárias e de extração de petróleo, além do crescente esforço pesqueiro realizado por embarcações equipadas com tecnologias mais avançadas (Vera, 2010).

Essas atividades vêm afetando cada vez mais os ambientes causando impactos negativos devido à sua influência na dinâmica desses sistemas (Leite; Crispim, 2020), tornando os monitoramentos ambientais uma medida essencial para fornecer informações sobre a condição ambiental atual e suas tendências ao longo do tempo (Oliveira e Frédou, 2011).

Segundo a resolução Conama 001/1986, a elaboração de Estudos de Impacto Ambiental EIA, é um procedimento obrigatório para empreendimentos que possam representar impactos significativos aos sistemas ecológicos e sociais, definindo em seu artigo 1º o conceito de impacto ambiental como:

[...] qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam: I a saúde, a segurança e o bem-estar da população; II as atividades sociais e econômicas; III - a biota; IV - as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente; V - a qualidade dos recursos naturais (BRASIL, 2005).

Vale ressaltar, que os processos de degradação ambiental também podem ser causados por eventos naturais (Meneguzzo, 2006). Outrossim, quando ocorre uma interferência antrópica esses processos ocorrem de maneira muito mais violenta, acarretando consequências desastrosas (Guerra; Cunha, 2000).

Nesse contexto, os estudos sobre a qualidade ambiental dos sistemas aquáticos têm se tornado uma ferramenta fundamental, buscando soluções integradas que consideram o sistema como um todo, abrangendo aspectos biológicos e processos ecológicos em escalas adequadas (Silva *et al.*, 2014).

Além de identificar e evidenciar os problemas atuais, o mais importante é entender o processo de evolução desses problemas, tendo noção que quanto mais cedo forem tomadas medidas, como políticas públicas e ações de gestão ambiental,

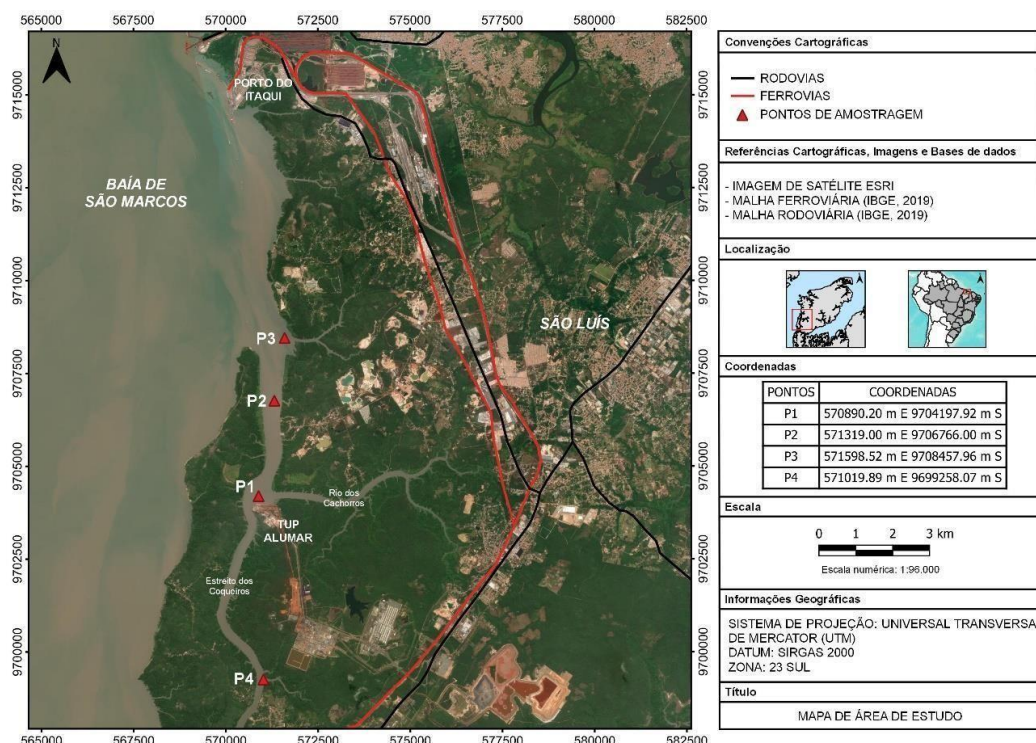
menores serão os conflitos e os prejuízos ambientais e sociais (Leite; Crispim, 2020).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 ÁREA DE ESTUDO

A região amostrada compreende o sistema estuarino do estreito do Coqueiros e rio dos cachorros, situados nas coordenadas $2^{\circ}38'12''$ S, $44^{\circ}23'35''$ W, $2^{\circ}43'14''$ S e $44^{\circ}17'50''$ W (Figura 1). O estreito conecta-se com a baía de São Marcos através de duas aberturas e separa a ilha de São Luís da ilha de Tauá-Mirim, sendo considerada a maior rede hidrográfica da região sul-sudoeste da ilha de São Luís, com uma área de 63,7 km² (IMESC, 2011). Além dessas ocorrências, presencia-se uma grande quantidade de pequenos rios, igarapés ou simples, braços de mar que avançam continente adentro, destacando-se pela sua dimensão, o rio dos Cachorros, com aproximadamente 7,4 Km de curso, onde desemboca no estreito dos Coqueiros, próximo da TUP da ALUMAR e distante 3,5 Km do encontro com a baía de São Marcos.

Figura 1. Mapa área de estudo, com ênfase nas áreas de captura de tapagem ao longo dos canais por uso terminal de uso privado da ALUMAR. Fonte: Soares (2022).



Fonte: Soares, 2022.

4.2 COLETA DE DADOS

A captura dos peixes foi realizada com auxílio de redes de emalhe, do tipo

tapagem, com malhas de 35 milímetros entre nós opostos e 200 a 300 metros de comprimento. A estratégia de captura tem por finalidade fechar o igarapé na ocasião da preamar para recolher os peixes na baixa-mar, sendo capturados tanto os peixes que ficaram presos nas malhas, quanto aqueles que se localizavam nas poças dos igarapés (Figura 2A). Todo o processo de coleta foi realizado por pescadores artesanais da região do estreito dos Coqueiros, com o acompanhamento da equipe técnica responsável pela avaliação e identificação da ictiofauna (Figura 2B).

Os peixes capturados foram acondicionados em sacos plásticos etiquetados, colocados em caixas de isopor com gelo e transportados ao Laboratório de Ictiologia e Recursos Pesqueiros (LABIRPesq), onde foi feita a identificação em nível de espécie, utilizando a metodologia proposta por Cervigon et al. (1992), Figueiredo et al. (1980, 2000) e Fischer (1978).

As características biométricas foram determinadas com a obtenção do comprimento total (cm) e peso (g). A determinação do sexo e estágio de maturação gonadal de cada indivíduo capturado foi realizado seguindo a escala proposta por Vazzoler (1996).

Figura 2. (A) Rede de tapagem utilizada na captura dos peixes; (B). Despesca sendo realizada no P4 no dia 16/06/2023. Fonte: Acervo pessoal.



Fonte: Acervo pessoal, 2023.

4.3 ANÁLISE DE DADOS

O conjunto de dados foi tabulado e organizado em planilhas no Software Microsoft Excel e posteriormente introduzidos em matrizes nos programas PAST 4.0.3 (Hammer *et al.*, 2003), STATISTICA 7.0 e Primer 6.0, onde foram realizadas análises

estatísticas para compreender os dados relacionados à composição da comunidade, diversidade e equitabilidade da comunidade analisada.

4.4 ÍNDICES DE DIVERSIDADE

4.4.1 ÍNDICE DE SHANNON

O índice de diversidade de Shannon-Wiener é amplamente reconhecido como medida de diversidade mais satisfatória dentre as equações já desenvolvidas (Wihlm, 1972), pois o índice leva em consideração a importância relativa de cada espécie, utilizando a abundância e a frequência em relação ao total de indivíduos da comunidade.

Derivado da teoria da incerteza, o índice de Shannon é utilizado para prever a probabilidade de que um indivíduo aleatoriamente selecionado dentro do conjunto de espécies e indivíduos pertença a uma espécie específica. Conforme o número de espécies e suas distribuições específicas aumentam, a incerteza também aumenta e consequentemente a diversidade tende a ser maior (Ludwig & Reynolds, 1988).

O índice de Shannon (H') é calculado da seguinte forma:

$$H' = - \sum_{i=1}^S (PI * LOG_2 * PI)$$

Onde:

H' = Índice de Shannon

S = Número total de espécies;

P_i = Proporção do número de indivíduos da espécie;

Log = logaritmo decimal.

O critério de classificação utilizado foi proposto por Valentin et al. (1991), onde o resultado da biodiversidade foi apresentado em bits.ind-1, onde $H' \geq 3,0$ (diversidade alta); $2,0 \leq H' < 3,0$ (diversidade média); $1,0 \leq H' < 2,0$ (diversidade baixa); $H' < 1,0$ (diversidade muito baixa).

4.4.2 EQUITABILIDADE DE PIELOU

Proposta por Pielou (1966) a Equitabilidade de Pielou é uma medida utilizada nos estudos ecológicos para avaliar a uniformidade da distribuição das abundâncias

relativas das espécies em uma comunidade. O índice possui uma variação de 0 a 1, onde os valores mais próximos de 0 indicam a dominância de uma espécie e os valores mais próximos de 1 remetem a uma comunidade com distribuição uniforme.

A Equitabilidade de Pielou é calculada da seguinte forma:

$$E = \frac{H'}{LN(S)}$$

Onde:

E = equitabilidade;

H' = Diversidade de Shannon-Wiener;

S = Riqueza de espécies

Ln = logaritmo natural

4.4.3 INDICE DE CHAO

O índice de diversidade proposto por Chao (1984) é uma medida não paramétrica utilizada para estimar a riqueza total de espécies de uma comunidade biológica. O índice de riqueza de chao é descrito como a solução para o viés de subestimação do número total de espécies devido à presença de espécies raras não observadas durante um estudo (Colwell; Coddington, 1994), podendo ser calculado a partir da seguinte fórmula:

$$S_{CHAO} = S_{OBS} + \frac{F_1 (F_1 - 1)}{2 (F_2 + 1)}$$

Onde:

Schao= Índice de chao;

Sobs= número de espécies observadas na comunidade;

F1= número de espécies com apenas um indivíduo observado (espécies raras);

F2= número de espécies observadas com abundância de dois indivíduos.

4.5 INDICE DE HILL

Uma das principais questões ao utilizar índices de diversidade é a ausência de critérios claros na seleção de um índice específico (Melo, 2008). Outrossim, a escolha de um determinado índice pode impactar o resultado obtido, podendo gerar padrões

distintos dos resultados a serem analisados (Hill, 1973).

Dentro de uma ampla variedade das medidas de diversidade, o índice escolhido foi o proposto por Mark Hill (1973), sendo uma medida amplamente utilizada nos estudos de ecologia para quantificar a diversidade de espécies em uma determinada comunidade, levando em consideração tanto a abundância quanto a equitabilidade das espécies presentes, podendo ser calculado a partir da seguinte fórmula:

$$Dq = \left(\sum_{i=1}^S P_i^q \right)^{-1/q}$$

Onde:

Dq = índice de diversidade de Hill;

S = número total de espécies na comunidade;

q = ordem da diversidade;

P_i = proporção da abundância relativa da espécie na comunidade.

4.6 COEFICIENTE DE SIMILARIDADE

O coeficiente desenvolvido por Jaccard (1901), foi aplicado para avaliar a similaridade entre os pontos de estudo com base nos dados de presença e ausência de espécies de peixe. Tal medida foi empregada para determinar o grau de similaridade entre as comunidades nos diferentes locais investigados, sendo calculado a partir da expressão:

$$J = \frac{A}{A + B + C}$$

Onde:

J = índice de Jaccard

A = Dupla presença da espécie;

B = Presença e Ausência da espécie;

C = Ausência e Presença da espécie.

4.7 AVALIAÇÃO DA DEGRADAÇÃO AMBIENTAL

O método ABC, abundance biomass comparison, proposto por Warwick *et al.* (1986) é frequentemente empregado para classificar ambientes que estão sob pressão

devido às alterações que ocorrem no ambiente (Warwick *et al.*, 1987). Considerando que a abundância e a biomassa variam conforme o nível trófico dos ecossistemas aquáticos, o método ABC se baseia na teoria evolucionária r e k estrategistas (Marques *et al.*, 2009; Clarke; Warwick, 2001).

Quando os ecossistemas aquáticos são classificados com boa qualidade ecológica, a curva de biomassa se estende acima da curva de abundância, pois a comunidade é dominada por espécies k estrategistas (crescimento lento, maturação tardia, baixa fecundidade). No entanto, à medida que as perturbações ambientais avançam, as espécies de crescimento lento começam a ser substituídos por espécies oportunistas, os chamados r estrategistas (crescimento rápido, elevada fecundidade, ciclo de vida curto) e a curva de abundância tende a se encontrar ou sobrepor a curva de biomassa (Carvalho *et al.*, 2013).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

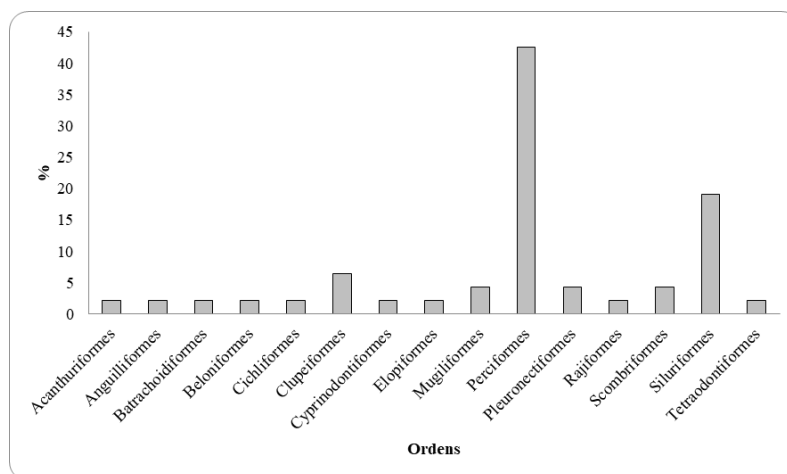
5.1 ANÁLISE DA ESTRUTURA DA ASSOCIAÇÃO DE PEIXES

No presente estudo que avaliou a ictiofauna na área de influência do TUP da ALUMAR enquadrando as amostragens trimestrais entre os meses de fevereiro/2022 a junho/23, nas quais foram coletados um total de 8063 indivíduos divididos em 47 espécies, 28 famílias e 15 ordens.

De acordo com os resultados, o P3 demonstrou a maior abundância, representando 30,16% do total de indivíduos capturados, enquanto o P4 apresentou a menor abundância, com apenas 14,52% do total de capturas. Após realizar uma avaliação temporal é possível observar que o mês de dezembro/22 se destacou com a maior abundância durante todo o período de coleta, contribuindo com 29,34% do total de capturas. Em contraste, o mês de março/2023 apresentou a menor abundância, representando apenas 7,50% do total de peixes coletados ao longo do estudo.

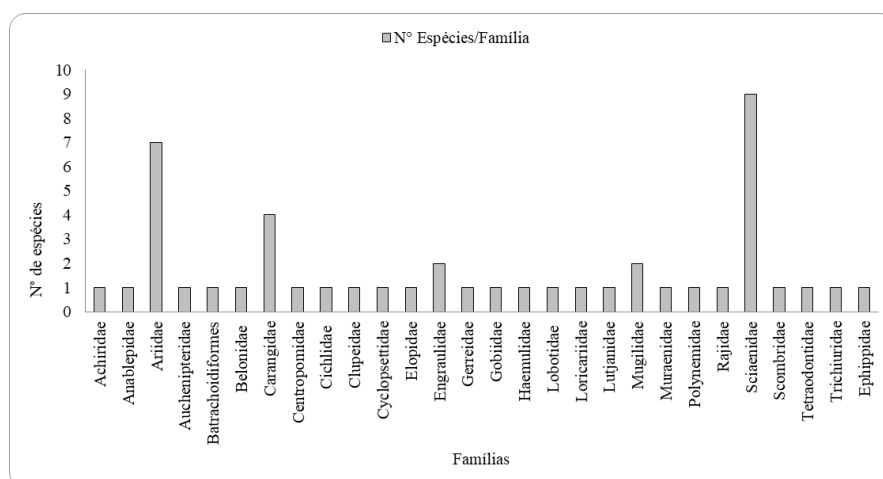
Entre as ordens capturadas durante o estudo, os perciformes contribuíram com a maior riqueza, com 20 espécies capturadas, correspondendo a 42,6% do total de capturas, seguido dos siluriformes, que contribuíram com 9 espécies, representando 19,1%, enquanto os clupeiformes representaram 6,4 do total de capturas, com 3 espécies, representando 6,4%. As ordens Mugiliformes, Pleuronectiformes e Scombriformes registraram 2 espécies cada, correspondendo a 4,3% do total de capturas (Figura 3).

Figura 3. Representação das ordens, com base na porcentagem de indivíduos capturados na área de influência do TUP da ALUMAR.



Entre as famílias, os Sciaenideos se destacaram com o maior número de espécies capturadas, contribuindo com 19,15% do total de capturas, seguida pelas famílias Ariidae 14,89%, Carangidae 8,51%, Engraulidae 4,26% e Mugilidae 4,26% (Figura 4).

Figura 4. Representação das famílias, com base no número de espécies registradas na área de influência do TUP da ALUMAR.



Quanto à abundância das espécies registradas ao longo do estudo, *Sciades herzbergii* foi a mais representativa, com 2056 indivíduos capturados, correspondendo a 25,54% do total de capturas, seguido de *Anableps anableps*, que totalizou 1254 indivíduos capturados, representando 15,55%, *Colomesus psittacus*, contribuindo com 1166 organismos, perfazendo 14,46%, *Cynoscion acoupa* com 679 indivíduos capturados, com 8,42% e *Mugil gaimardianus*, com um total de 605 organismos capturados, correspondendo a 7,50% do total de captura.

Tabela 1. Lista das espécies registradas ao longo do período de amostragem.

Ordem	Família	Espécie	Nome-popular	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4
Acanthuriformes	Lobotidae	<i>Lobotes surinamensis</i>	Crauçú	0	1	0	0
Anguilliformes	Muraenidae	<i>Gymnothorax funebris</i>	Moreia	0	3	1	0
Batrachoidiformes	Batrachoidiformes	<i>Batrachoides surinamensis</i>	Pacamão	14	16	28	13
Beloniformes	Belonidae	<i>Strongylura timucu</i>	Peixe agulha	0	0	0	1
Cichliformes	Cichlidae	<i>Oreochromis niloticus</i>	Tilápia	0	0	0	2
Clupeiformes	Clupeidae	<i>Sardinella janeiro</i>	Sardinha papel	20	21	18	22
	Engraulidae	<i>Cetengraulis edentulus</i>	Sardinha verdadeira	11	0	3	0
		<i>Pterengraulis atherinoides</i>	Sardinha de gato	55	25	5	58
Cyprinodontiformes	Anablepidae	<i>Anableps anableps</i>	Tralhoto	315	397	490	52
Elopiformes	Elopidae	<i>Elops saurus</i>	Urubarana	15	1	1	0
Mugiliformes	Mugilidae	<i>Mugil curema</i>	Tainha sajuba	132	134	145	52
		<i>Mugil gaimardianus</i>	Tainha pitua	230	155	134	86
Perciformes	Carangidae	<i>Caranx latus</i>	Xaréu	26	0	0	6
		<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	Favinha	1	0	0	0
		<i>Selene setapinnis</i>	Peixe galo	0	0	0	1
		<i>Oligoplites palometa</i>	Timbiro	33	10	5	26
		<i>Centropomus undecimalis</i>	Camurim preto	54	24	2	30
	Ephippidae	<i>Chaetodipterus faber</i>	Paru	13	2	0	5
	Gerreidae	<i>Diapterus rhombeus</i>	Peixe prata	95	0	0	8
	Gobiidae	<i>Gobioides broussonnetii</i>	Peixe dragão	0	0	2	0
	Haemulidae	<i>Genyatremus luteus</i>	Peixe pedra	161	57	59	63
	Lutjanidae	<i>Lutjanus jocu</i>	Carapitanga	8	0	0	0
	Sciaenidae	<i>Bairdiella ronchus</i>	Cororoca	76	3	1	2
		<i>Cynoscion acoupa</i>	Pescada amarela	236	312	69	62
		<i>Cynoscion leiarchus</i>	Pescada branca	0	9	1	0
		<i>Macrodon ancylodon</i>	Pescadinha gó	1	70	66	31

Continuação tabela 1. Lista das espécies registradas ao longo do período de amostragem.

Ordem	Família	Espécie	Nome-popular	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4
Perciformes	Sciaenidae	<i>Micropogonias furnieri</i>	Cururuca	6	2	0	0
		<i>Plagioscion squamosissimus</i>	Corvina	61	0	15	1
		<i>Stellifer naso</i>	Cabeçudo preto	9	9	2	6
		<i>Stellifer rastrifer</i>	Cabeçudo vermelho	0	0	1	0
		<i>Stellifer stellifer</i>	Cabeçudo branco	17	2	1	17
Pleuronectiformes	Polynemidae	<i>Polydactylus virginicus</i>	Barbudo	14	10	25	1
	Achiridae	<i>Achirus lineatus</i>	Solha	7	8	16	11
	Cyclopsettidae	<i>Symphurus plagusia</i>	Linguado*	1	0	0	0
Rajiformes	Rajidae	<i>Dipturus oxyrinchus</i>	Raia bicuda	1	0	0	0
Scombriformes	Scombridae	<i>Scomberomorus brasiliensis</i>	Serra	0	0	0	1
	Trichiuridae	<i>Trichiurus lepturus</i>	Guaravira	21	3	7	15
Siluriformes	Ariidae	<i>Amphiarus rugispinis</i>	Jurupiranga	4	18	0	0
		<i>Bagre bagre</i>	Bandeirado	2	15	32	2
		<i>Cathorops agassizii</i>	Uriacica branco	90	2	40	2
		<i>Cathorops spixii</i>	Uriacica vermelho	17	13	0	1
		<i>Sciades couma</i>	Catingueiro	0	1	0	0
		<i>Sciades herzbergii</i>	Guribu	224	65	1645	125
		<i>Sciades proops</i>	Uritinga	0	7	1	1
	Auchenipteridae	<i>Pseudauchenipterus nodosus</i>	Papista	6	1	1	4
	Loricariidae	<i>Hypostomus plecostomus</i>	Bodó	2	0	0	0
Tetraodontiformes	Tetraodontidae	<i>Colomesus psittacus</i>	Baiacu açú	454	177	71	464

5.2 ÍNDICES DE DIVERSIDADE

5.2.1 ÍNDICE DE SHANNON

Os resultados referentes ao índice de diversidade de Shannon-Wiener nas comunidades de peixe coletadas na área de influência do TUP da ALUMAR, durante o período de coletas realizadas entre os meses de fevereiro/2022 e junho/2023, são apresentados na figura 5.

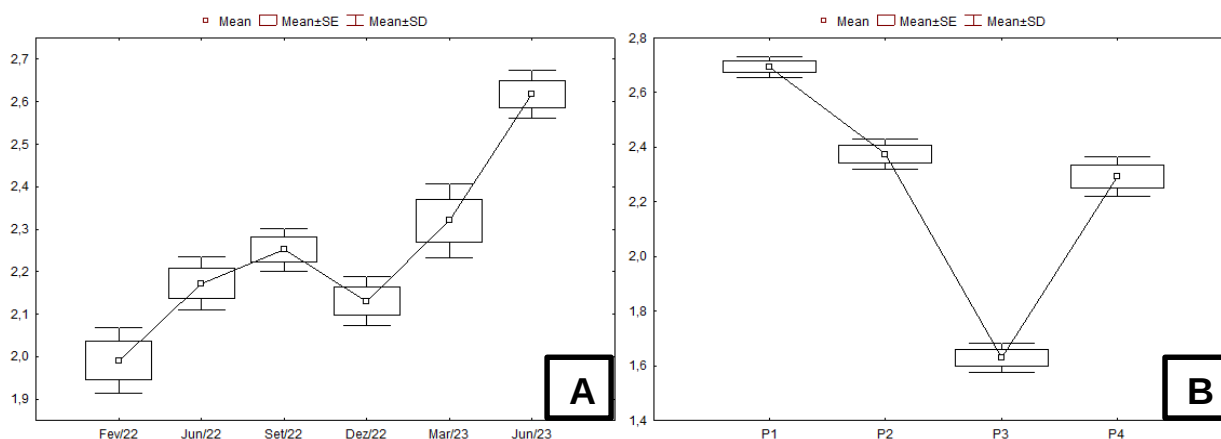
Ao realizar uma avaliação temporal, é possível observar que o índice não apresenta variações ao longo dos períodos avaliados. Durante o mês fevereiro/22 ocorre a menor diversidade de toda a coleta, com valor médio de ($H'=1,98$) sendo classificado como diversidade baixa, típico dos períodos de maior influência da estação chuvosa. A partir dos meses de junho/22 e setembro/22, ocorre um aumento gradativo na diversidade, com valores de ($H'=2,19$) e ($H'=2,24$) respectivamente, sendo classificadas como diversidade média, este comportamento pode ser atribuído a condições ambientais mais favoráveis, como o equilíbrio entre as massas de água que entram no sistema estuarino, criando um ambiente propício para espécies mais sensíveis à salinidade. No entanto, no mês de dezembro/22, ocorre um declínio, com valor de ($H'=2,12$) na diversidade, ainda sendo classificado como diversidade baixa. Após esse declínio, a diversidade apresenta uma recuperação consistente nos meses de março e junho de 2023, com valores registrados de ($H'=2,32$) e ($H'=2,61$), sendo classificados como diversidade média e sugerindo uma resiliência natural das comunidades estuarinas, que parecem se reorganizar e se adaptar às mudanças impostas pelo ambiente.

No que diz respeito à variação espacial, os pontos P1 (igarapé Santa Rita), P2 (igarapé tarará) e P4 (igarapé Inhaúma) apresentaram altos valores de diversidade indicando um ambiente com maior estabilidade, acúmulo da biomassa e extensão das cadeias alimentares, apresentando uma sobreposição de nichos (Carvalho-Neta, 2008), sendo classificados como diversidade média. Em contraste, os pontos P3 (igarapé Arapopaí) apresentou o menor valor de diversidade, sendo caracterizado como diversidade baixa. Essa variação espacial pode ser explicada por fatores como a influência fluvial, a salinidade, a qualidade da água e as características do habitat em cada ponto.

O parâmetro de diversidade calculado durante o estudo corrobora com os demais estudos realizados no golfo maranhense Carvalho-Neta & Castro, 2008 que mensuraram valores de médios e baixos de diversidade em três canais na ilha do

caranguejo. Outrossim, os estudos de Castro (1997) realizados no estuário do rio paciência encontrou valores de alta diversidade para a ilha com o índice sendo 3,086.

Figura 5a. Variação temporal do índice de diversidade de Shannon na área de influência do terminal de uso privado da Alumar. **5b.** Variação espacial do índice de diversidade de Shannon na área de influência do terminal de uso privado da Alumar.



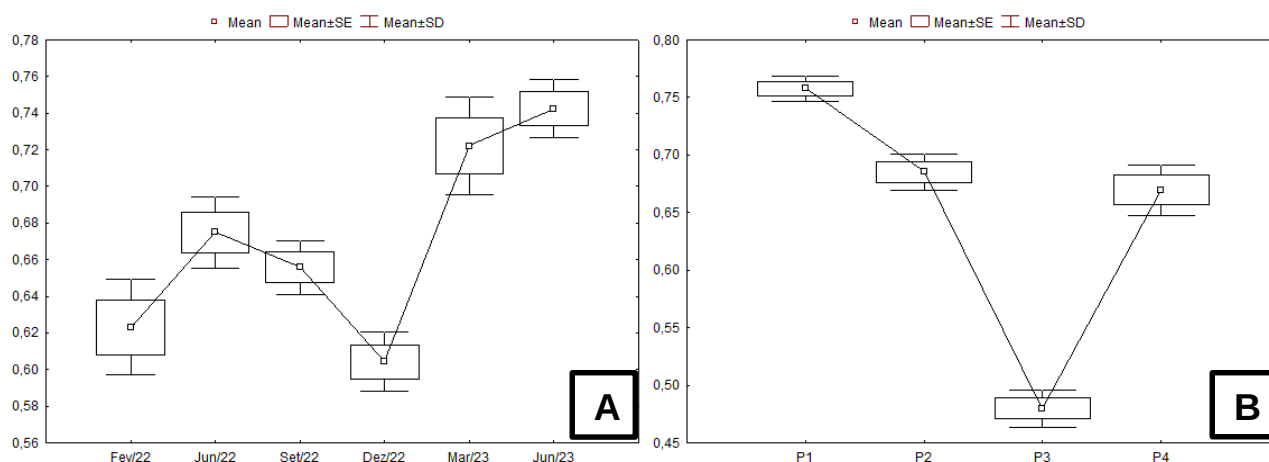
5.2.2 EQUITABILIDADE DE PIELOU

Nesse estudo, a avaliação temporal de equitabilidade para a ictiocenose no estreito dos coqueiros revelou um padrão semelhante ao índice de diversidade, indicando variações significativas ao longo do tempo (Figura 6a). Os meses de junho/23 e março/23 obtiveram os maiores valores do índice de toda a coleta, com valores de ($E=0,74$) e ($E=0,72$) indicando uma maior uniformidade, refletindo uma maior igualdade na distribuição das espécies. Já os meses de fevereiro/22, junho/22 e setembro/22 apresentaram valores intermediários, com valores de ($E=0,61$), ($E=0,67$) e ($E=0,65$) respectivamente, indicando um ambiente relativamente igualitário, sem uma dominância clara de uma espécie sobre a outra. Durante o mês de dezembro/2022 a equitabilidade teve o menor valor de toda a coleta, com média de 0,60 indicando uma redução na uniformidade das espécies, podendo estar associado aos fatores sazonais que prevalecem no ambiente, resultando no domínio de algumas espécies mais resistentes, afetando a composição e a estabilidade das comunidades biológicas (Silva-Junior *et al.*, 2013).

Os resultados das análises espaciais equitabilidade de Pielou revelaram uma maior expressividade no P1, com valor de ($E=0,75$), sendo um resultado associado com o índice de diversidade, demonstrando ser um ambiente mais atrativo para a maioria dos táxons. Os pontos 2 e 4 apresentaram valores de equitabilidade intermediários, com médias de ($E=0,68$) e ($E=0,66$), indicado uma comunidade menos

equilibrada. Outrossim, os menores valores de equitabilidade foram observados no P3, com média de ($E=0,47$), podendo ser explicado pela maior presença do *S. herzbergii*, espécie dominante na área, cujas maiores abundâncias foram encontradas na porção mais externa da área de estudo (Figura 6b).

Figura 6a. Variação temporal do índice de equitabilidade de Pielou na área de influência do terminal de uso privado da Alumar. **6b.** Variação espacial do índice de equitabilidade de Pielou na área de influência do terminal de uso privado da Alumar.

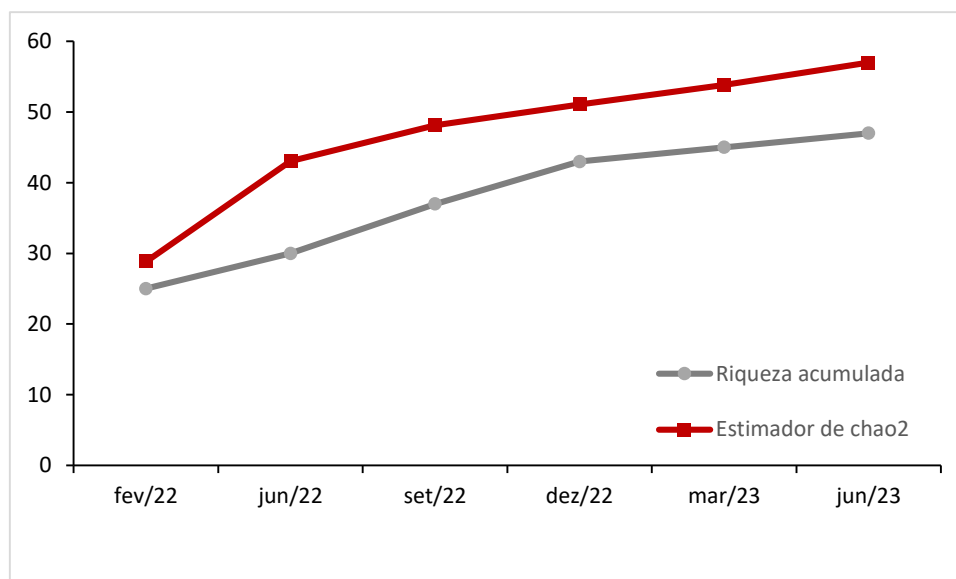


5.2.3 ÍNDICE DE CHAO

No contexto temporal, observasse uma flutuação da riqueza dentro dos desvios estimados pelo índice de chao2 para a riqueza acumulada em função do tipo de arte de pesca utilizado (Figura 7). Os resultados demonstram que não houve uma estabilização da curva com a 6ª amostragem (47 espécies observadas), visto que a riqueza estimada para a região seria de 70 espécies.

Os resultados demonstram um maior valor do índice no mês de junho/23, com pico de riqueza com valor de $57,05 \pm 5,05$ (desvio padrão), enquanto as menores riquezas ocorreram durante os meses de fevereiro/22, junho/22, setembro/22, com valores de $28,83 \pm 1,70$, $43,07 \pm 6,53$ e $48,11 \pm 5,55$, indicando que os menores valores do índice foram registrados durante o período chuvoso, quando a competência fluvial aumenta, interferindo nos parâmetros do ambiente, e como consequência, as espécies tendem a migrar para áreas mais estáveis ou a reduzir sua abundância, o que impacta a riqueza estimada. Por outro lado, os meses de dezembro/22 e março/23 obtiveram valores intermediários do índice com valores encontrados de $51,09 \pm 4,04$ e $53,85 \pm 4,42$.

Figura 7. Variação temporal do índice de riqueza estimada de CHAO2 na área de influência do terminal de uso privado da Alumar.



5.3 ÍNDICE DE HILL

A avaliação temporal para a série de Hill identificou os maiores valores de riqueza das espécies durante o período de estiagem (junho/23, dezembro/22 e setembro/22) e menores valores durante a estação chuvosa (fevereiro/22, março/22), quando $\alpha = 0$ (Figura 8a). Quando o valor de alpha estiver tendendo a 1, o índice se aproxima do exponencial de Shannon-Wiener, indicando uma medida de diversidade (Melo, 2008).

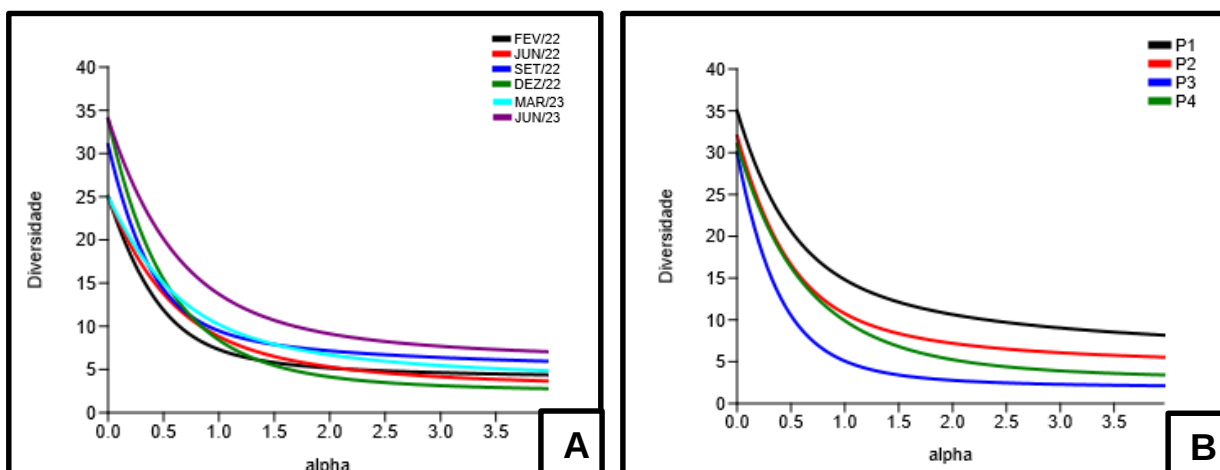
Nesse contexto, o mês de junho/23 apresentou a maior diversidade de toda a coleta, corroborando com os valores calculados do índice nesse estudo, durante os demais meses ocorre uma sobreposição das curvas, indicando valores próximos de diversidade entre os períodos de amostragem, o que também confirma os valores de Shannon que foram calculados durante o estudo. Em contraste, o mês de fevereiro/22 registrou a curva mais acentuada durante esse período, indicando ser o mês com a menor diversidade de toda a coleta.

Avaliando a diversidade de Hill por local de captura, foi possível observar que o ponto P1 apresentou os valores mais elevados, visto que a linha que representa o local de captura é a que se mantém acima dos demais pontos de coleta. Outrossim, as linhas dos pontos P2 e P4 sobrepõem, o que indica que existem semelhanças entre os pontos e o ponto P3 foi o menor em termos de diversidade e equitabilidade, visto que a linha que representa o ponto de captura é a que menos se cruza com a dos

outros locais de amostragem, se mantendo sempre abaixo dos demais (figura 8b).

Figura 8a. Perfil temporal da diversidade de HILL da assembleia de peixes do estreito dos Coqueiros.

8b. Perfil temporal da diversidade de HILL da assembleia de peixes do estreito dos Coqueiros.



5.4 COEFICIENTE DE SIMILARIDADE

No presente estudo, a avaliação da similaridade entre os pontos de coleta revelou que o igarapé Tarará (P2) e Arapopaí (P3) apresentaram a maior similaridade em toda a coleta, com valor de ($J=0,722$), enquanto os outros pontos de amostragem mostraram diferenças nas comunidades capturadas. Os igarapés Santa Rita (P1) e Arapopaí (P3) foram os mais diferentes de toda a coleta, com valor de ($J=0,625$) sugerindo que apesar de algumas espécies compartilhadas existem variações nas composições da ictiofauna nos diferentes ambientes amostrados. A tabela 2 mostra os valores calculados para o coeficiente em todas as associações dos pontos de amostragem.

Tabela 2. Valores do coeficiente de Jaccard para os locais amostrados.

Pontos de captura	Coeficiente de Jaccard
Igarapé Santa Rita - Tarará	0,675 (diferentes)
Igarapé Santa Rita - Arapopaí	0,625 (diferentes)
Igarapé Santa Rita - Inhaúma	0,65 (diferentes)
Igarapé Tarará - Arapopaí	0,722 (semelhantes)
Igarapé Tarará - Inhaúma	0,657 (diferentes)
Igarapé Arapopaí - Inhaúma	0,648 (diferentes)

5.5 CURVA DE ABUNDÂNCIA E BIOMASSA

Nesse estudo, a utilização da curva ABC como ferramenta de análise ambiental utilizando a ictiofauna como indicador biológico permitiu avaliar a estrutura das comunidades nos diferentes pontos amostrais, relacionando os níveis de estresse ambiental com a diminuição na diversidade, riqueza e equitabilidade, devido ao aumento de poucas espécies na região afetada (Martins *et al.*, 2008).

Os resultados obtidos revelam que no ponto 1, localizado no igarapé Santa Rita, o valor positivo de W (0,06) reflete uma comunidade relativamente equilibrada, com pouca variação entre as curvas de abundância e biomassa, indicando que as espécies de diferentes portes contribuem de maneira proporcional, criando condições ecológicas estáveis (Soares, 2007).

Em relação aos pontos P2 e P3, situados nos igarapés Tarará e Arapopaí, os valores de W encontrados foram negativos, apresentando (-0,017) e (-0,031) indicando a dominância de espécies oportunistas nesses ambientes (Martins *et al.*, 2008). Segundo Oterro *et al.*, (2006), em seus estudos realizados nas baías de Antonina e Paranaguá, no Estado do Paraná, a curva de abundância superou a curva de biomassa na maioria dos meses, também indicando valores de W negativos, entretanto os autores relacionaram os resultados com à alta frequência de indivíduos juvenis na comunidade e à seletividade do artefato de pesca empregado que obteve maior eficiência na captura de indivíduos menores.

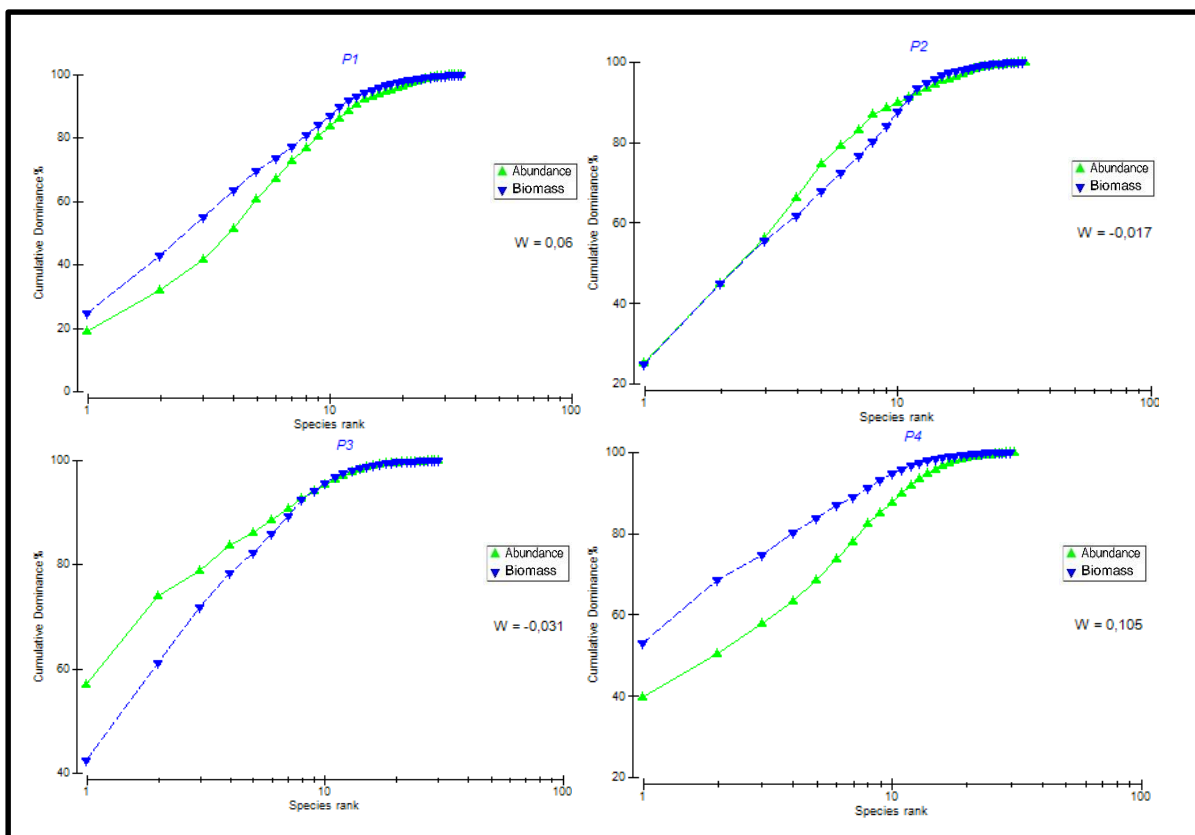
A grande captura de juvenis de *S. herzbergii*, espécie dominante na área do P3, corrobora com os estudos de Karthikeyan *et al.*, (2020), que caracteriza os estuários como ecossistemas alta produtividade biológica, sendo habitats para numerosos organismos, que utilizam esse ecossistema como berçários, rotas de migração e áreas de refúgio (Cattrijsse; Hampel, 2006).

Por outro lado, o ponto p4, localizado no igarapé Inhaúma, apresentou o maior valor positivo ($W = 0,106$), indicando um ambiente mais preservado com as comunidades mais estruturadas. Soares (2007) destaca que a utilização da curva ABC para avaliação da degradação ambiental ainda apresenta algumas falhas metodológicas. Segundo esse mesmo autor, a captura de uma espécie de grande porte pode sugerir que se trata de um residente permanente da área e que a comunidade apresenta características de espécies k-estrategistas, entretanto ela não é encontrada naquele ambiente com frequência.

Os resultados referentes a curva ABC para avaliação da degradação ambiental

nas comunidades de peixe coletadas na área de influência do TUP da ALUMAR, são apresentados na figura 9.

Figura 9. Curvas de abundância das espécies do estreito dos Coqueiros, considerando os meses de captura.



6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

No presente estudo, realizado na região do estreito dos coqueiros, área de influência do TUP da ALUMAR, resultou na identificação de 47 espécies, distribuídas em 28 famílias com destaque para as famílias Sciaenidae (19,15%), Ariidae (14,89%), Carangidae (8,51%), Engraulidae (4,26%) e Mugilidae (4,26%).

Os Scianideos são predominantes em estuários subtropicais (Blaber, 2002), por ter uma alta tolerância a ampla faixa de salinidade permite esses organismos habitar zonas estuarinas sob fortes efeitos das águas fluviais (Matos e Lucena, 2006). A elevada captura dessas famílias está atribuída à tendência desses organismos formarem grandes agregações, durante as migrações reprodutivas, o que aumenta a susceptibilidade a grandes capturas (Chao *et al.*, 2015).

Estudos realizados por Silva *et al.*, (2018) identificaram um total de 56 espécies na região portuária de São Luís, outrossim os estudos de Castro *et al.*, (2010)

registraram um total 44 espécies próximas ao porto da Alumar. A diferença entre os estudos pode ser explicada em razão da variação dos artefatos de pesca e do esforço amostral aplicado nas capturas, demonstrando um esforço amostral compatível com o tipo de arte de pesca utilizado, com espécies que representam bem a amplitude da fauna da região amostrada.

As espécies mais abundantes foram *Sciades herzbergii*, perfazendo 25,54% do total de capturas, seguida de *Anableps anableps* (15,55%), *Colomesus psittacus* (14,46%), *Cynoscion acoupa* (8,92%), *Mugil gaimardianus* (7,50%).

A captura total em peso foi de 761289,24 g, com o *Sciades herzbergii* sendo o maior contribuinte (298977,29 g), seguido das espécies *Colomesus psittacus* (163466,33 g), *Anableps anableps* (68000,84 g), *Cynoscion acoupa* (48559,79g), *Mugil curema* (24181,14g), *Mugil gaimardianus* (23006,35g), e *Batrachoides surinamensis* (21161,85).

Os maiores valores de biomassa e abundância foram capturados durante a estiagem, segundo a Júnior *et al.*, (2013) durante a estiagem as altas temperaturas proporcionam um aumento na produtividade primária e favorece a aproximação de grandes cardumes. As capturas mais expressivas em biomassa e número de indivíduos durante o período seco mostram que a assembleia de peixes pode sofrer flutuações ligadas aos padrões reprodutivos, aumento do recrutamento e, mesmo indiretamente, à precipitação (Vilar *et al.*, 2011; Azevedo, 2019).

Os resultados para o índice de Shannon-Wiener (H') e equitabilidade apresentaram pouca variação durante os períodos de coleta, não apresentando transformações substanciais no que tange à manutenção da integridade da comunidade ictiofaunística. Os maiores valores de diversidade e uniformidade foram registrados no ponto P1, refletindo as características desse trecho do estuário, que por ser uma zona mais complexa atrai um número maior de táxons. Em contraste, os menores valores de diversidade e equitabilidade registrados no ponto P3 podem ser explicados pela maior presença de *S. herzbergii*, espécie mais dominante na porção externa da área de estudo.

Com relação ao estimador de riqueza, o esforço amostral realizado durante a pesquisa revelou-se bastante adequado ao estimador de diversidade utilizado, mesmo não tendo estabilizado a curva. Em um estudo conduzido por Mérigot *et al.*, (2017) em estuários do nordeste do Brasil não foi possível a estabilização da curva, apontando que tal fenômeno é esperado em comunidades naturais devido ao impacto das

espécies pouco frequentes.

Essa constatação sugere uma relativa estabilidade nos parâmetros de diversidade de espécies, bem como a sua distribuição equitativa dentro desse ecossistema específico e a captura total de táxons durante o estudo.

A análise da similaridade entre os sítios de amostragem evidenciou semelhança entre o igarapé tarará (P2) e arapopaí (P3), enquanto os igarapés Santa Rita (P1) e arapopaí (P3) foram os mais antagônicos, sugerindo variações na composição da ictiofauna nos diferentes pontos amostrados.

A curva ABC construída para a área de estudo, demonstrou um ambiente sem muitas perturbações, com as curvas de biomassa estando superior a abundância nos pontos P1 e P4, indicando um ambiente equilibrado e com as comunidades bem estruturadas. Entretanto, a curva de biomassa foi superada pela curva de abundância nos pontos P2 e P3, o que sugere a maior captura de indivíduos juvenis e de rápido crescimento que utilizam os canais dos estuários para reprodução, alimentação e refúgio.

Dessa forma, os resultados obtidos nesse estudo indicam que no período avaliado não foram detectadas diferenças nos índices ecológicos da ictiofauna entre as estações de amostragem, sugerindo que a influência do Terminal de Uso Privado da ALUMAR não foi suficiente para evidenciar alterações nos padrões ecológicos da comunidade de peixes. Contudo, destaca-se a importância de estudos contínuos de monitoramento ambiental e de maior abrangência temporal para avaliar a variação dos índices ecológicos da região.

REFERÊNCIAS

- ALBINATI, A. C. L.; MOREIRA, E. L. T.; ALBINATI, R. C. B.; CARVALHO, J. V.; SANTOS, G. B.; LIRA, A. D. Toxicidade aguda do herbicida Roundup® para piaçu (*Leporinus macrocephalus*). **Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal**, v.8, p.184-192, 2007.
- ALMEIDA, Z. S; Castro, A. C. L; Paz, A. C; Ribeiro, D; Barbosa, N. & Ramos, T. D. In: Isaac, V. J; Martins, A. S; Haimovici, M & Andrigueto-Filho, J. M.(Eds). A pesca marinha e estuarina do Brasil no início do século XXI: recursos, tecnologias, aspectos socioeconômicos e institucionais. **Diagnóstico da pesca no litoral do estado do Maranhão** (pp. 41-65), 2006.
- ANDRADE, J.; SANQUETTA, C. R.; UGAYA C. Identificação de Áreas Prioritárias para Recuperação da Mata Ciliar na UHE Salto Caxias. **Espaço Energia**, 3. ed. 2005.
- BECKER, V.; CARDOSO, L. S.; HUSZAR, V. L. M. Diel variation of phytoplankton functional groups in a subtropical reservoir in southern Brazil during an autumnal
- BORJA, Ángel et al. Medium-and long-term recovery of estuarine and coastal ecosystems: patterns, rates and restoration effectiveness. **Estuaries and Coasts**, v. 33, p. 1249-1260, 2010.
- C.; FOGARTY, M.J.; FULTON, E.A.; HUTCHINGS, J.A.; JENNINGS, S.; JENSEN, CARVALHO NETA, Raimunda Nonata Fortes; CASTRO, Antônio Carlos Leal de. Diversidade das assembleias de peixes estuarinos da Ilha dos Caranguejos, Maranhão. 2008.
- CARVALHO, F. G, Pinto NS, Oliveira- Junior JMB, Juen L. Effects of marginal vegetation removal on Odonata communities. **Acta Limnol. Brás.** <http://dx.doi.org/10.1590/S2179-975X2013005000013>, (2013).
- CARVALHO-NETA, R. N. R. Fauna de peixes estuarinos da ilha dos Caranguejos-MA: Aspectos ecológicos e relações com a pesca artesanal. 90f. Dissertação (Mestrado Sustentabilidade de Ecossistemas), Universidade Federal do Maranhão, São Luís (MA), 2004.
- CASTRO, A. C. L. Diversidade da assembléia de peixes em igarapés do estuário do

rio Paciência (Ma–Brasil). **Atlântica**, v. 23, p. 39–46, 2001.

CASTRO, A.C.L. Aspectos ecológicos da ictiofauna estuarina da Ilha de São Luís MA.UFMA. (Tese de Professor Titular). 72 p, 1997.

CERVIGÓN, F.; CIPRIANI, R.; FISCHER, W. et al. Guia de campo de las especies comerciales marinas y de aguas salobres de la costa septentrio-nal de Sur America.Roma: **Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación**, . 513 p ,1992.

CHAO, A. Nonparametric estimation of the number of classes in a population. **Scandinavian Journal of Statistics**, 11(4), 265-270, 1984.

CLARKE, K. Robert; WARWICK, R. M. Change in marine communities. **An approach to statistical analysis and interpretation**, v. 2, p. 1-168, 2001.

COLWELL, Robert K.; CODDINGTON, Jonathan A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: **Biological Sciences**, v. 345, n. 1311, p. 101-118, 1994.

COSTA-NETO, E. M.; DIAS, C. V.; MELO, M. N. O conhecimento ictiológico tradicional dos pescadores da cidade de Barra, região do médio São Francisco, Estado da Bahia, Brasil. **Acta Scientiarum**, v. 24, n. 2, p. 561-572, 2002.

DA SILVA, Tiago Abreu; DOS SANTOS OLIVEIRA, Wanderley Diaciso; SAMPAIO, Francisco Alexandre Costa. Etnoconhecimento de pescadores artesanais sobre a ictiofauna do rio Jiquiriçá, Bahia. **Ethnoscintia-Brazilian Journal of Ethnobiology and Ethnoecology**, v. 6, n. 1, p. 163-187, 2021.

Ecological indicators for Coastal and estuarine environmental assessment. ecology: You can't make progress on processes without understanding the patterns. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 250, p. 97-115. 2000. ecosystems. **Science**, v.319, p.948–952, 2008.

FAO. 2020. The State of World Fisheries and Aquaculture. Sustainability in action. Rome, 2020.

FERREIRA, Cristiane de Paula; CASATTI, Lilian. Integridade biótica de um córrego na

bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. **Biota Neotropica**, v. 6, 2007.

FIGUEIREDO, J.L.; MENEZES N.A. Manual dos peixes marinhos do Sudeste do Brasil. III. Teleostei (2). Universidade de São Paulo, São Paulo. 1980.

FIGUEIREDO, J.L.; MENEZES N.A. Manual dos peixes marinhos do Sudeste do Brasil. VI. Teleostei (5). Universidade de São Paulo, São Paulo. 2000.

GOMES, Marco Antônio Ferreira. Água: sem ela seremos o planeta Marte de amanhã. **Embrapa Meio Ambiente**, mar, 2011.

GONÇALVES, Yasmin Camargo; OTT, Paulo Henrique. A visão dos pescadores sobre a importância da participação dos Botos na pesca artesanal de tarrafa em dois estuários do sul do Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 12, n. 5, 2022.

GRAY, C. A.; ROTHERHAM, D.; CHAPMAN, M. G.; UNDERWOOD A. J.; GUERRA, Antonio J. T; CUNHA, Sandra B. Degradação ambiental. In: e meio ambiente. 3 ed. Rio de Janeiro: **Bertrand Brasil**, 2000.

HILL, M. O. Diversity and evenness: A unifying notation and its consequences. **Ecology**, 54(2), 427-432, 1973.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Estudos e Pesquisas – Informação demográfica e socioeconômica, 2022.

JACCARD, Paul. Étude comparative de la distribution florale dans une portion des Alpes et des Jura. **Bull Soc Vaudoise Sci Nat**, v. 37, p. 547-579, 1901.

JOHNSON, D. D. Spatial scales of variation of assemblages of fish in coastal lakes sampled with multi-mesh gillnets: **implications for designing research surveys**. **Fisheries Research**, v. 96, p. 58–63. 2009.

KARTHIKEYAN, P. et al. Ecological risk from heavy metals in Ennore estuary, South East coast of India. **Environmental Chemistry and Ecotoxicology**, v. 2, p. 182-193, 2020.

KELLERMANN A, STEENBOCK W & OTT PH. Conselho Gestor do Refúgio de Vida

Silvestre da Ilha dos Lobos: construindo uma nova relação com seu território. **Revista Costas**, 2(2): 107-134, 2020.

LEITE, A. A.; CRISPIM, M. C. B. Condições ambientais do estuário do Rio Paraíba e qualidade de vida. In: **REDE BRASPOR** (Org.). *Diálogos em torno da linha de costa: O oceano que nos une / Tomo IX da Rede BRASPOR*. 1. ed. [S.l.]: Rede BRASPOR. Cap. 2, p. 35-49, 2020.

LOTZE, H.K., Lenihan, H.S., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R.G., Kay, M.C., Kidwell, S.M., Kirby, M.X., Peterson, C.H., Jackson, J.B.C. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. **Science** 312, 1806– 1809,

MARQUES, J.; SALAS, F.; PATRÍCIO, J.; TEIXEIRA, H.; and NETO, J.M, 2006.

MARTINS, Ana Luiza Privado *et al.* AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO BACANGA (SÃO LUÍS MA) COM BASE EM VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS, BIOLÓGICAS E POPULACIONAIS: SUBSÍDIOS PARA UM MANEJO SUSTENTÁVEL. 2008.

MELO, Adriano Sanches. O que ganhamos' confundindo 'riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotropical**, v. 8, p. 21-27, 2008.

MELO, Adriano Sanches. O que ganhamos' confundindo'riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotropica**, v. 8, p. 21-27, 2008.

MENEGUZZO, Isonel Sandino. Revisão de literatura. In: Análise de degradação ambiental na área urbana da bacia do Arroio Gertrudes, Ponta Grossa, PR: uma contribuição ao planejamento ambiental. 2006. 100f. Dissertação (mestrado). Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

MERIGOT, Bastien et al. Fish assemblages in tropical estuaries of northeast Brazil: A multi-component diversity approach. *Ocean & coastal management*, v. 143, p. 175-183, 2017.

Namibia's natural resources and economy. **Climate Policy**, v. 8, p.452-466, 2008.

NETTO SANTOS E SILVA, Fábio Coelho; DA SILVEIRA BARRO, Sergio Ricardo.

Sinergias entre a Economia Azul e o ODS 14: caminhos para um futuro sustentável. **GeSec: Revista de Gestao e Secretariado**, v. 14, n. 8, 2023.

O.P.; LOTZE, H.K.; MACE, P.M.; MCCLANAHAN, T.R.; MINTO, C.; PALUMBI, OLIVEIRA. M. D. ; FRÉDOU. L. F. Caracterização e dinâmica espaço-temporal da atividade pesqueira na Baía de Marajó – Estuário Amazônico. **Arquivos de Ciências do Mar**. Fortaleza, v. 44, n. 3, p. 40-53, 2011.

PARIZOTTI, TUAN Duarte. Utilização da ictiofauna como ferramenta para avaliar impacto causado por dragagem no complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, BR. 2014. 87 Dissertação (mestrado em Sistemas Costeiros e Oceânicos) - Universidade Federal do Paraná 2014.

RAMOS, R.S. Nas águas de Guimarães: uma análise da sustentabilidade pesqueira artesanal do município. MA/BRASIL. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade de Ecossistemas. Universidade Federal do Maranhão. São Luís, 132, 2008.

REID, H.; SAHLEN, L.; STAGE, J; MACGREGOR, J. Climate change impacts on ROTHERHAM, D. et al. Untangling spatial and temporal variation in abundances of estuarine fish sampled with multi-mesh gillnets. **Marine Ecology Progress Series**, v. 435, p. 183-195, 2011.

S.R.; PAR MA, A.M.; RICARD, D.; ROSENBERG A.A.; WATSON, R.; ZELLER, D. SANTOS, Paula Verônica Campos Jorge et al. PERFIL SÓCIOECONÔMICO DE PESCADORES DO MUNICÍPIO DA RAPOSA, ESTADO DO MARANHÃO. **Revista Brasileira de Engenharia de Pesca**, v. 6, n. 1, p. I-IVX, 2011.

SILVA, J. T.; BRAGA, T. M. P. Etnoictiologia de pescadores artesanais da comunidade Surucuá (reserva extrativista Tapajós-Arapiuns). **Amazônica – Revista de Antropologia**, v. 9, n. 1, p. 238-257, 2017.

SILVA, Marcelo Henrique Lopes. **Variabilidade de índices ecológicos da ictiofauna do complexo portuário da baía de São Marcos, Maranhão**. Tese de Doutorado. UEMA, 2016.

SPALDING, M., STENECK, R., WATSON, R. A global map of human impact on marine

stratification period. **Aquatic Ecology**, v. 43, p. 285–293, 2009.

surface sediment dynamics and response of benthic macrofauna assemblages in Boughrara Lagoon (SW Mediterranean Sea). **Ecological Indicators**, v.70, p. 77–88, 2016.

SUTTON, P; VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature** 387, 253-260. 1997.

UNDERWOOD, A. J.; CHAPMAN, M. G.; CONNELL, S. D. Observations in VAZZOLER, A. E. A. de M. Biologia da reprodução de peixes teleósteos: Teoria e prática. Maringá, **EDUEM**, 1996. 169p.

WARWICK, R. M.; RUSWAHYUNI. Comparative study of the structure of some tropical and temperate marine soft-bottom macrobenthic communities. **Marine biology**, v. 95, n. 4, p. 641-649, 1987.

WARWICK, RaM. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. **Marine biology**, v. 92, p. 557-562, 1986.

Witpress. 2009.

WORM, Boris et al. Rebuilding global fisheries. *science*, v. 325, n. 5940, p. 578-585, 2009.