



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO**  
**PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS PESQUEIROS E AQUICULTURA**  
**LINHA DE PESQUISA: OCEANOGRAFIA PESQUEIRA.**

**MONITORAMENTO DA FAUNA MARINHA**  
**EM UMA ZONA PORTUARIA DE PERNAMBUCO**

**Discente: Edson Bortoletto Garciov Filho**

**RECIFE,**  
**2025**



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO**  
**PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS PESQUEIROS E AQUICULTURA**

**MONITORAMENTO DA FAUNA MARINHA**  
**EM UMA ZONA PORTUARIA DE PERNAMBUCO**

**Edson Bortoletto Garciov Filho**

Tese ao Programa de Pós-Graduação em  
Recursos Pesqueiros e Aquicultura da  
Universidade Federal Rural de Pernambuco  
como exigência para obtenção do título de  
Doutor.

**Prof. Dr. Paulo Oliveira**  
Orientador

**Prof. Dra. Natalia P. Alves Bezerra**  
Co-orientadora

**RECIFE, Fevereiro/ 2025**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE  
Bibliotecário(a): Lorena Teles – CRB-4 1774

G216m Garciov Filho, Edson Botoletto.

Monitoramento da fauna marinha em uma zona  
portuária de Pernambuco / Edson Botoletto Garciov  
Filho. – Recife, 2025.

79 f.; il.

Orientador(a): Paulo Oliveira.

Co-orientador(a): Natalia P. Alves Bezerra.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal Rural de  
Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em  
Recursos Pesqueiros e Aquicultura, Recife, BR-PE,  
2025.

Inclui referências.

1. Animais marinhos - Conservação - Pernambuco  
. 2. Animais marinhos - Monitorização  
- Pernambuco . 3. Biodiversidade marinha -  
Pernambuco. 4. Ecologia Marinha - Pernambuco I.  
Oliveira, Paulo, orient. II. Bezerra, Natalia P. Alves,  
coorient. III. Título

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO**  
**PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS PESQUEIROS E AQUICULTURA**

**MONITORAMENTO DA FAUNA MARINHA EM UMA ZONA PORTUARIA DE**  
**PERNAMBUCO, BRASIL**

**Edson Bortoletto Garciov Filho**

Tese julgada adequada para obtenção do título  
de doutor em Recursos Pesqueiros e  
Aquicultura. Defendida e aprovada em  
27/02/2025 pela seguinte Banca examinadora.

---

Prof. Dr. Paulo Oliveira  
Orientador  
Depaq/UFRPE

---

Prof. Dra. Danielle de Lima Viana  
Membro Externo  
PG-RPAq

---

Prof. Dra. Renata Akemi Shinozaki Mendes  
Membro Externo  
Depaq/ UAST

---

Prof. Dr. Jadson Pinheiro Santos  
Membro Externo  
Depaq/UEMA

---

Prof. Dra. Ilka Siqueira Lima Branco Nunes  
Membro Interno  
Depaq/UFRPE

**Dedicatória**

“Dedico esse trabalho ao meu pai e minha mãe.”

## **Agradecimentos**

Agradeço à Universidade Federal Rural de Pernambuco pela oportunidade de me qualificar e crescer como pessoa durante o período de pós-graduação, ao Departamento de Pesca e Aquicultura e professores da UFRPE por me fornecer os alicerces para efetuar meu crescimento intelectual, em especial as meninas da limpeza por sempre nos receberem com bom dia e com sorriso alegre. Gostaria de agradecer especialmente os integrantes do Laboratório de Etologia de Peixes - LEP, Prof. Paulo Oliveira por me receber e me dar a oportunidade de desenvolver minha pesquisa, também aos meus colegas de laboratório Rafael Leite, Rafael Brutos, e os outros colegas por toda ajuda neste caminho.

Gostaria de agradecer a meu Pai, Edson Garciov, vulgo Skywalker, e a minha mãe, Ana Rosa Garciov, mais conhecida como Dona Ana, que mesmo morando em Salvador - BA se fizeram presentes em todos os momentos com suas ligações e visitas, sem esquecer de meus irmãos Aline (Line) e Aleph (Lefuzivel) que nunca me abandonaram, e da minha sobrinha Marina (Zoio) e meu sobrinho Enrico (Mô tio). A meu amigo irmão de toda vida Igor Viana Soares (Guinho) agradeço todos os momentos juntos. A minha família de Recife – PE, Dona Sônia, Vicente, Mateus, por todos os momentos familiares que compartilhamos. As minhas duas Avós em memória que sempre amei Vó Noélia e Vó Maria.

Agradeço aos meus primos que sempre estiveram ao meu lado durante toda essa jornada Daniel e Ícaro Gadêlha, Thiago e Vinicius Ruas, Yan e Alexandre Sousa, por todas as resenha e por sempre levantarem o astral com as resenhas mais engraças, OBRIGADO PELOS CONSELHOS. Além disso, não poderia esquecer de meu primo Ramon Araújo, um cara que sempre esteve presente em todas as fases da minha vida, sempre me apoiando, obrigado por tudo meu primo.

E como sempre a melhor parte vem por último, agradeço a minha esposa Maria Ester por inúmeros motivos que não tenho como listar, mas posso afirmar que ela foi o estímulo para a conclusão dessa pós-graduação, sem falar na família maravilhosa que ela me deu, a minha princesa Giovanna minha Macaguela que amo tanto, Bart e Ghost os meninos do papai (risos), nosso macaco Bernardo Garciov, agradeço o apoio, a parceria, as broncas, aos incentivos, e por nunca deixar de acreditar nas nossas metas. Sem você não teria terminado esse trabalho, obrigado e te amo.

## Pernambuco.

**Resumo**

A zona costeira de Pernambuco, que abriga uma diversidade de ecossistemas marinhos, como naufrágios, estruturas calcárias, estuários e manguezais. A região apresenta contrastes entre desenvolvimento e conservação, com a zona metropolitana de Recife e o porto de Suape representando áreas de maior desenvolvimento urbano e industrial, enquanto as áreas de proteção ambiental (APA) como a APA dos Corais, representam áreas de maior integridade. O porto de Suape, apesar de sua importância socioeconômica, causou impactos no ecossistema marinho, alterando a geografia local, assim como o desenvolvimento urbano, a poluição orgânica. Visando investigar a diversidade abundância e uso geográfico em resposta a mudanças dos parâmetros ambientais da fauna registrada no ecossistema da zona portuária, utilizando a técnica não invasiva de Censo Visual Subaquático (CVS), o Baited Remote Underwater Video Survey (BRUVs), que se mostrou promissora para o monitoramento da cadeia trófica, em todos os níveis como tubarões, arraias, quelônios marinhos, até peixes planctofagos, devido à sua capacidade de atração e geração de dados passivos, sem causar impactos ou interferências significativas ao ambiente, possibilitou aplicar um esforço amostral entre julho de 2021 e outubro de 2022 para realizar o levantamento na área amostral de 180 km<sup>2</sup> e 800 pontos amostrais, registrando 118 espécies identificadas, as mais abundantes foram *Haemulon aurolineatum*, *Decapterus macarellus* e *Caranx crysos*, com maior associação de indivíduos no substrato areia/cascalho + fitobentos, areia/cascalho e formação calcária. Embora não tenham sido observadas diferenças significativas na diversidade de espécies por fase lunar, a abundância relativa foi maior durante a lua nova. Ao avaliar os gradientes de profundidade, aqueles com maior abundância relativa e diversidade foram os extratos de 20–25 e 25–30 m.

**Palavras-chave:** BRUVS, diversidade, conservação

## **Abstract**

The coastal zone of Pernambuco, which is home to a diversity of marine ecosystems, such as shipwrecks, limestone structures, estuaries and mangroves. The region presents contrasts between development and conservation, with the metropolitan area of Recife and the port of SUAPE representing areas of greater urban and industrial development, while environmental protection areas (APAs) such as the APA dos Corais, represent areas of greater integrity. The port of SUAPE, despite its socioeconomic importance, has caused impacts on the marine ecosystem, altering the local geography, as well as urban development and organic pollution. Aiming to investigate the diversity, abundance and geographic use in response to changes in the environmental parameters of the fauna recorded in the port area ecosystem, using the non-invasive Underwater Visual Census (CVS) technique, the Baited Remote Underwater Video Survey (BRUVs), which has shown promise for monitoring the food chain, at all levels such as sharks, rays, marine turtles, and even planktophagous fish, due to its ability to attract and generate passive data, without causing significant impacts or interference to the environment, it made it possible to apply a sampling effort between July 2021 and October 2022 to carry out the survey in the sampling area of 180 km<sup>2</sup> and 800 sampling points, recording 118 identified species, the most abundant were *Haemulon aurolineatum*, *Decapterus macarellus* and *Caranx crysos*, with a greater association of individuals in the sand/gravel + phytobenthos, sand/gravel and limestone formation substrate. Although no significant differences in species diversity were observed by lunar phase, relative abundance was higher during the new moon. When evaluating depth gradients, those with the highest relative abundance and diversity were the 20–25 and 25–30 m extracts.

**Key words:** BRUVS, diversity, conservation.

## Pernambuco.

**Lista de figuras**

|                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                     |    |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| <b>Figure 1.</b> Coastline of the municipality of Cabo de Santo Agostinho, Pernambuco, Brazil. The points in red correspond to the data collection sites.....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                       | 29 |
| <b>Figure 2.</b> Cumulative curve of species over the 800 sites recorded by the baited remote underwater video system (BRUVS) in the Suape Port Industrial Complex port area. ....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                  | 34 |
| <b>Figure 3.</b> Relative family abundance per hour ( $\text{MaxN} \diamond \text{h}^{-1}$ ) of the five families with the most records in the Suape Port Industrial Complex port area.....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                         | 34 |
| <b>Figure 4.</b> Relative abundance of species per hour ( $\text{MaxN} \diamond \text{h}^{-1}$ ) of the five most recorded species in the Suape Port Industrial Complex port area. ....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                             | 35 |
| <b>Figure 5.</b> Relative abundance of species per hour ( $\text{MaxN} \diamond \text{h}^{-1}$ ) by substrate recorded in the Suape Port Industrial Complex port area. ....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                         | 35 |
| <b>Figure 6.</b> Relative abundance by substrate recorded in the Suape Port Industrial Complex port area (total N = 118 and standard deviation = $\pm 4.5$ ). ....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                  | 35 |
| <b>Figure 7.</b> Relative abundance by depth recorded in the Suape Port Industrial Complex port area (N total = 118). ....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                          | 36 |
| <b>Figure 8.</b> Cluster analysis for significance of abiotic data: moon phase, cloud cover, substrate type, depth, temperature and visibility, in relation to the species identified in the Suape Port Industrial Complex port area. ....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                          | 37 |
| <b>Figure 9.</b> Mapa da área de estudo no Complexo Portuário Industrial de Suape (CPIS), Pernambuco, Brasil. ....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                  | 51 |
| <b>Figure 10.</b> Matriz de correlação entre fatores abióticos na área do Complexo Portuário Industrial de Suape (CPIS). Os coeficientes de correlação variam de -1 a 1, representando a força e a direção das relações entre temperatura externa, precipitação, rajadas de vento (km/h), profundidade e cobertura de nuvens. A intensidade da cor azul indica a magnitude da correlação, onde tons mais escuros representam correlações mais fortes. ....                                                                                                                                                                                                                                                                                                          | 55 |
| <b>Figure 11A.</b> Análise de Correspondência Canônica (CCA) demonstrando a relação entre fatores abióticos e a composição da ictiofauna na área do Complexo Portuário Industrial de Suape (CPIS). Os vetores vermelhos indicam a direção e magnitude das variáveis ambientais, enquanto a coloração dos pontos representa a profundidade das amostras, variando de tons roxos (menor profundidade) a amarelos (maior profundidade). <b>Figura 11B.</b> Modelagem espacial da CCA utilizando Estimativa de Densidade Kernel (KDE) para identificar padrões de distribuição das amostras em relação aos fatores ambientais. A densidade amostral é representada pelo gradiente de cores, variando de azul escuro (menor densidade) a amarelo (maior densidade). .... | 56 |
| <b>Figure 12A</b> Análise de Componentes Principais (PCA) dos fatores ambientais na área do Complexo Portuário Industrial de Suape (CPIS). Os vetores azuis indicam a influência das variáveis ambientais, enquanto os pontos são coloridos de acordo com a profundidade das amostras, variando de roxo (águas mais rasas) a amarelo (águas mais profundas). <b>Figura 12B.</b> PCA com sobreposição da composição ictiológica, destacando os agrupamentos de espécies em relação aos fatores ambientais. O gradiente de cores representa a distribuição relativa das espécies, variando de azul escuro (menor abundância) a amarelo (maior abundância). ....                                                                                                       | 57 |
| <b>Figure 13</b> Relação entre o Índice de Diversidade de Shannon e os fatores ambientais. Cada gráfico representa a correlação entre a diversidade de espécies e uma variável abiótica específica, com a linha tracejada indicando a tendência ajustada aos dados. A coloração dos pontos varia de acordo com a intensidade da variável analisada. ....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                            | 58 |
| <b>Figure 14</b> Distribuição espacial da temperatura da superfície do mar (TSM) na área do Complexo Portuário Industrial de Suape (CPIS) e a ocorrência das espécies amostradas. O gradiente de cores representa a variação da temperatura, com áreas em azul indicando temperaturas mais baixas ( $24,8^{\circ}\text{C} - 26,4^{\circ}\text{C}$ ) e regiões em vermelho representando temperaturas mais elevadas (acima de $27,2^{\circ}\text{C}$ ). Os triângulos coloridos indicam a distribuição das espécies registradas nos pontos de amostragem, conforme legenda à direita. As linhas pontilhadas delimitam as áreas de influência do porto (vermelho), de amostragem 1 (rosa) e de amostragem 2 (azul).....                                               | 60 |

## Pernambuco.

**Figure 15** Mapa da distribuição espacial da transparência da água na área do Complexo Portuário Industrial de Suape (CPIS). O gradiente de cores representa a variação da transparência, com tons mais claros indicando valores menores (6,52 m – 12,04 m) e tons mais escuros representando valores mais elevados (acima de 23,08 m). Os triângulos coloridos indicam os pontos de ocorrência das espécies amostradas, conforme legenda à direita. As linhas pontilhadas delimitam as áreas de influência do porto (vermelho), de amostragem 1 (rosa) e de amostragem 2 (azul).....61

**Figure 16** Mapa da distribuição espacial da precipitação na área do Complexo Portuário Industrial de Suape (CPIS). O gradiente de cores representa a variação da precipitação acumulada, com tons mais claros indicando menores índices pluviométricos e tons mais escuros representando valores mais elevados. Os losangos coloridos indicam os pontos de ocorrência das famílias de Elasmobranchii, conforme legenda à direita. As linhas pontilhadas delimitam as áreas de influência do porto (vermelho), de amostragem 1 (rosa) e de amostragem 2 (azul).....63

**Figure 17.** Mapa da distribuição espacial das famílias de Elasmobranchii em relação à profundidade na área do Complexo Portuário Industrial de Suape (CPIS). O gradiente de cores representa a variação da profundidade, com tons mais claros indicando áreas rasas e tons mais escuros representando zonas mais profundas. Os losangos coloridos indicam os pontos de ocorrência das diferentes famílias de Elasmobranchii, conforme legenda à direita. As linhas pontilhadas delimitam as áreas de influência do porto (vermelho), de amostragem 1 (rosa) e de amostragem 2 (azul). .....64

## Lista de tabelas

|                                                                                                                                                                                                                                                                |    |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| <b>Table 1.</b> Subclasses, families, species and the maximum number observed (MaxN) sum of species recorded by baited remote underwater video system (BRUVS) (total N = 16,639) in the Suape Port Industrial Complex port area*.....                          | 31 |
| <b>Table 2.</b> Sum of MaxN h-1 per lunar phase recorded by baited remote underwater video system (BRUVS) (total MaxN h-1 = 1185) in the Suape Port Industrial Complex port area.....                                                                          | 36 |
| <b>Table 3.</b> Sum of MaxN h-1 per depth extract recorded by baited remote underwater video system (BRUVS) (total MaxN h-1 = 1,185) in the Suape Port Industrial Complex port area.....                                                                       | 36 |
| <b>Table 4.</b> Table of dissimilarity and significance between groups of abiotic data: moon phase, cloud cover, substrate type, depth, temperature and visibility, in relation to the species identified in the Suape Port Industrial Complex port area. .... | 37 |
| <b>Table 5.</b> Table of similarity between groups of abiotic data: substrate type, depth, in relation to the species identified in the Suape Port Industrial Complex port area.. ....                                                                         | 37 |

|                                                                                                                                                                |           |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| Sumário                                                                                                                                                        |           |
| Dedicatória .....                                                                                                                                              | 5         |
| Agradecimentos.....                                                                                                                                            | 6         |
| Resumo.....                                                                                                                                                    | 7         |
| Abstract .....                                                                                                                                                 | 8         |
| Lista de figuras .....                                                                                                                                         | 9         |
| Lista de tabelas .....                                                                                                                                         | 11        |
| <b>1 – Introdução.....</b>                                                                                                                                     | <b>14</b> |
| <b>1.1- Contextualização da pesquisa .....</b>                                                                                                                 | <b>14</b> |
| <b>1.2 Objetivos .....</b>                                                                                                                                     | <b>16</b> |
| <b>1.2.1. Objetivo geral .....</b>                                                                                                                             | <b>16</b> |
| <b>1.2.2. Objetivos específicos .....</b>                                                                                                                      | <b>16</b> |
| <b>2 - BAITED REMOTE UNDERWATER VIDEO STATION – BRUVS aplicado para inferência de parâmetros biológicos e ambientais: Uma breve revisão bibliográfica.....</b> | <b>16</b> |
| <b>2.1-Introdução .....</b>                                                                                                                                    | <b>16</b> |
| <b>2.2 -Metodologia .....</b>                                                                                                                                  | <b>18</b> |
| <b>2.3 - Resultados e Discussão .....</b>                                                                                                                      | <b>19</b> |
| <b>2.4 - Conclusão.....</b>                                                                                                                                    | <b>23</b> |
| <b>2.5 - Referências.....</b>                                                                                                                                  | <b>23</b> |
| <b>3- Avaliação da biodiversidade utilizando BRUVS em uma área portuária de Pernambuco, nordeste do Brasil.....</b>                                            | <b>25</b> |
| <b>3.1 - INTRODUCTION.....</b>                                                                                                                                 | <b>27</b> |
| <b>3.2 - MATERIAL AND METHODS .....</b>                                                                                                                        | <b>28</b> |
| <b>DISCUSSION .....</b>                                                                                                                                        | <b>37</b> |
| <b>CONCLUSION.....</b>                                                                                                                                         | <b>41</b> |
| <b>REFERENCES .....</b>                                                                                                                                        | <b>41</b> |
| <b>4 - Análise espacial multivariada da distribuição da ictiofauna em uma zona portuária de Pernambuco, Nordeste do Brasil. ....</b>                           | <b>47</b> |
| <b>4.1 - Introdução .....</b>                                                                                                                                  | <b>47</b> |
| <b>4.2 Material e métodos .....</b>                                                                                                                            | <b>50</b> |
| <b>4.2.1 - Área de estudo.....</b>                                                                                                                             | <b>50</b> |
| <b>4.2.2 - Coletas e análises .....</b>                                                                                                                        | <b>51</b> |

Pernambuco.

|                                    |           |
|------------------------------------|-----------|
| <b>4.3 Resultados .....</b>        | <b>53</b> |
| <b>4.4 Discussão .....</b>         | <b>65</b> |
| <b>4.5 Conclusões.....</b>         | <b>69</b> |
| <b>4.6 Referências .....</b>       | <b>69</b> |
| 5 - Considerações Finais .....     | 75        |
| 6 - Referência Bibliográfica ..... | 75        |

## 1 – Introdução

### 1.1- Contextualização da pesquisa

A zona costeira de Pernambuco, abriga uma grande diversidade de ambientes no seu ecossistema marinho como, naufrágios, estruturas calcárias, estuários e manguezais, que são zonas de grande sensibilidade, servindo de berçário e moradia para espécies costeiras e oceânicas (MMA, 2006). Essa região apresenta grandes contrastes entre o desenvolvimento e a conservação de ambientes, onde a zona metropolitana de Recife – ZMR representa na costa do estado o local de maior desenvolvimento urbano e o porto de Suape o industrial. No entanto, as suas áreas de proteção ambiental – APA na zona costeira, como a APA dos Corais, representa os ambientes de maior integridade, assim auxiliando a conservação de espécies importantes para o ambiente costeiro.

Um marco das ações antrópicas foi o início das operações do porto de Suape em 1983, localizando-se no sul da ZMR, o maior porto do nordeste e um dos maiores do Brasil, somente em 2020, Suape transportou mais de 17 milhões de toneladas de carga, intermediando o desenvolvimento socioeconômico para o estado de Pernambuco (SUAPE, 2020). Apesar da sua grande importância nacional e regional, o porto de Suape ocasionou impactos para o ecossistema marinho mudando a geografia local com a construção do molhe, alteração no leito em largura e profundidade (SUAPE, 2020), muitos desses impactos e alterações não foram mensurados, pois estão submersos dificultando a aferição.

Um reflexo notório das ações antrópicas de desenvolvimento do porto de Suape é a elevação do número de incidentes entre banhistas com tubarões na ZMR, a partir de junho do ano de 1992, registrando 62 ataques de tubarão sendo 24 fatais, registrados até os dias de hoje (Hazin et al., 2008), mesmo ano que se intensificou o fluxo de carga em Suape, pelo plano nacional de desenvolvimento dos 10 maiores portos do país (SUAPE, 2020). No entanto, a construção de Suape e o seu desenvolvimento não possa ser identificada como a única causa para os ataques (Hazin et al., 2008), fatores extras contribuíram para elevar a incidência de ataques, como a elevada taxa do desenvolvimento urbano na zona costeira, aumentando a presença de banhistas no mar, a poluição orgânica nos estuários, área de berçário da megafauna (tubarões e arraias).

Segundo a *International Union for the Conservation of Nature – IUCN* 26% dos tubarões e arraias de todo o mundo estão em vulnerabilidade e 6% encontram-se em risco de extinção (Camhi et al., 2009), já às tartarugas marinhas cerca de 50% de todas espécies estão ameaçadas de extinção, tal fato atrelado a mudanças antrópicas nos ambientes costeiros e oceânicos, além da depleção das população pela pesca extrativista (Brooks et al., 2011; McCauley et al., 2012).

A zona costeira da ZMR, apresenta característica oceanográfica singular, correntes de retorno, formações calcárias, diversificando os ambientes que as espécies se associam (MMA, 2006). Além dessas características, existem as condições sazonais que amplificam as associações das espécies como, a fase lunar e aporte pluviométrico, aumentando a amplitude de maré (Branco et al., 2002), proporcionando a presença de espécies em ambientes que comumente não são encontradas.

Segundo Marques & Padovani (2010) o complexo estuarino e costeiro são ecossistemas sensíveis, sendo berçário para espécies costeiras e oceânicas (Jales et al., 2013). No entanto, a zona portuária construída no complexo estuarino, sofre constante mudanças causadas pelas dragagens e tráfegos de embarcações, assim necessitando aferir as interferências dessas ações humanas no meio ambiente (CPRH, 2010).

Diferentes técnicas podem ser aplicadas pra estudos de abundância da biodiversidade e dinâmica comportamental, baseando-se em análises por captura, desembarques pesqueiro ou observações subaquáticas em diferentes ecossistemas (Myers & Worm, 2003; Cappo *et al.*, 2004; Dennis *et al.*, 2005), existe a procura de se promover estudos por métodos menos invasivos e de menor letalidade. A análise de ecossistemas por Censo Visual Subaquático - CVS tem aumentado, em vista que possui menor letalidade e menos invasora, porém existe alguns tipos de ambiente em que a presença de mergulhadores não são inviáveis (Edgar *et al.*, 2004; Meekan & Cappo, 2004), sendo utilizado câmeras subaquáticas para a coleta de dados (Lowry *et al.*, 2011; Mallet & Pelletier, 2014).

Com o advento de novas tecnologias, câmeras subaquáticas de maior poder de resolução, imersão e autonomia, vem sendo difundidas em estudos, assim viabilizando os BRUVS (*Baited Remote Underwater Video System*)(Lowry *et al.*, 2011; Ruppert *et al.*, 2013; White *et al.*, 2013; Struthers *et al.*, 2015), técnica não invasiva de observação fauna por atração utilizando iscas, sem oferecer impacto ao meio. Assim, esse método vem sendo difundido no mundo pelas suas características (Bond *et al.*, 2012; White *et al.*, 2013; Espinoza *et al.*, 2014; Mallet & Pelletier, 2014; Whitmarsh et al., 2016), viabilizando ampla amostragem em diferentes áreas e profundidades, com fácil manipulação de equipamento, padronizando a amostragem e esforço, facilitando a interlocução entre diferentes estudos, além de registrar permanentemente os indivíduos, evitando a captura dos indivíduos (Haggitt *et al.*, 2013), em meios de maior sensibilidade como APAs a utilização dos BRUVS para o monitoramento da fauna é amplamente difundida, pelos seus benéficos de não alterar o ambiente (Espinoza *et al.*, 2014; Whitmarsh *et al.*, 2014).

A utilização dos BRUVS tem sido difundida para suplementar a falta de dados, como destacou Cappo et al.(2004) na Austrália utilizando a técnica em locais sensíveis a captura e barreira de corais por apresentar complexidade geográfica, Reis-Filho et al. (2019) relatou que o uso do BRUVs capacitou e padronizou o monitoramento de diversos tipos de ambientes e espécies aquáticas na Baía de Todos os Santos – BA, Rolim et al. (2019) afirma que em São Sebastião – SP a técnica foi de fundamental importância para monitorar a Estação Ecológica Tupinambás, devido a sua sensibilidade.

Faz-se necessário gerar dados, com intuito de preencher as lacunas acerca de diversos ambientes, com maiores e menores índices de impactos antrópicos, para compreender e nortear medidas de manejo e mitigação para a fauna e para o ecossistema marinho de uma forma mais ampla. Sendo assim, a premissa é verdadeira para o zona portuaria, que possui áreas de maior alteração devido a ações antrópicas (MMA, 2006). Nesse contexto, a utilização dos BRUVS para o monitoramento da diversidade e abundancia da fauna no porto de Suape, assim como nas suas proximidades, possibilitará abordar o estado populacional da espécie no ecossistema marinho, permitindo a avaliação da diversidade e abundância relativa das espécies de forma não invasiva, com um mínimo de interferência no comportamento dos espécimes, além de plano de manejo.

## **1.2 Objetivos**

### **1.2.1. Objetivo geral**

O objetivo da pesquisa é gerar informações acerca da diversidade, distribuição e abundância relativa à fauna marinha na região costeira do Complexo Portuário de Suape, utilizando BRUVS, para nortear a implementação de medidas efetivas para a proteção dessas espécies.

### **1.2.2. Objetivos específicos**

- Identificar o menor nível táxon das espécies registradas nas imagens obtidas pelos BRUVS;
- Identificar a abundância relativa das espécies identificadas nas áreas de estudo;
- Analisar o comportamento das espécies e inferir possíveis padrões;
- Relacionar as variáveis abióticas coletadas *in situ* (temperatura, profundidade, visibilidade, fase lunar, entre outras) com a ocorrência e abundância relativa das espécies;

## **2 - BAITED REMOTE UNDERWATER VIDEO STATION – BRUVS aplicado para inferência de parâmetros biológicos e ambientais: Uma breve revisão bibliográfica**

### **2.1-Introdução**

Os Sistemas de Vídeos Subaquáticos Remotos Iscados – BRUVS, tem se destacado como ferramentas inovadoras na pesquisa marinha, proporcionando uma abordagem menos invasiva

para a coleta de dados biológicos e ambientais. Estas tecnologias não letais são amplamente utilizadas para monitorar a biodiversidade marinha e avaliar a estrutura dos habitats subaquáticos, oferecendo uma alternativa eficaz aos métodos tradicionais de pesquisa baseados em amostragens por capturas (Sherman *et al.*, 2020).

A problemática central que motivou o desenvolvimento e a aplicação dos BRUVS está relacionada à necessidade de obter dados precisos sobre a diversidade e a abundância de espécies marinhas, utilizando método não letal e menos invasivo para áreas de preservação ou em ambientes com algum grau de sensibilidade. O monitoramento da fauna marinha é essencial para a identificação e conservação dos ecossistemas aquáticos, mas a coleta de dados pode ser desafiadora devido à vasta extensão dos oceanos e à dificuldade de acesso a determinadas regiões. Métodos tradicionais, como mergulho e pesca, muitas vezes são limitados pela profundidade, visibilidade e comportamento evasivo das espécies (Merlo, Venerus and Irigoyen, 2023).

Existe um interesse crescente em compreender como diferentes fatores ambientais podem influenciar a estrutura das assembleias de peixes, nesse contexto considerando a proximidade de recifes rochosos, temperaturas, correntes, entre outros. Esses fatores ambientais podem afetar a distribuição, o comportamento das espécies e a coleta de dados, assim interferindo diretamente na precisão dos dados, o qual é de fundamental importância para desenvolver estratégias de conservação efetivas (Currey-Randall *et al.*, 2020).

A utilização dos BRUVS nas pesquisas marinhas baseia-se em sua versatilidade de uso em diferentes ambientes, capacidade de registrar comportamentos naturais das espécies, baixo custo para implemento e replicação de uso, método não letal, aplicação remota e baixo limitante técnico. A aplicação dos BRUVS consiste em posicionar a estrutura que contém uma câmera subaquática e uma alça com isca em locais estratégicos, que se deseja entender o comportamento ou a composição do ambiente, utilizando os registros em vídeos para o censo visual em laboratório, sem a necessidade de intervenção direta humana (Bruns and Henderson, 2020).

Os BRUVS permitem prospecções para aquisição de dados em grandes profundidades e locais complexo para mergulhadores, assim permitindo alcançar ambientes periclitantes, com necessidades excêntricas para esses estudos, assim demonstrando a eficiente usabilidade dessa metodologia na coleta de dados para análises dos ecossistemas marinhos (Bond *et al.*, 2022). Assim, devido a esses fatores segundo os pesquisadores Bruns e Henderson (2020) foi possível a avaliação da diversidade e abundância de elasmobrânquios na região do Banco Oriental de Caicos na Turquia, podendo avaliar indivíduos sem letalidade e monitorar ambientes em transição, fornecendo dados valiosos para a conservação dessas espécies e do ecossistema (Bruns and Henderson, 2020).

No entanto, o uso de iscas nos BRUVS podem introduzir certos vieses nos dados coletados, possibilitando a atração de espécies pela isca, assim podendo ocasionar uma representação desproporcional de espécies que tem atração comportamental por determinado tipo de isca ou alimento (Bond *et al.*, 2022).

Diante do exposto, este estudo visa realizar uma revisão bibliográfica sobre a aplicação dos BRUVS na inferência de parâmetros biológicos e ambientais, compilando dados para facilitar a compreensão dessa metodologia em diferentes circunstâncias, assim expondo e comparando a eficiência desse método de dados e a sua relevância para os estudos ecológicos e ambientais, além de discutir suas limitações e possibilidades de aprimoramento. Esta revisão busca consolidar o conhecimento existente sobre a utilização das BRUVS e fornece diretrizes para futuras pesquisas que possam maximizar o potencial dessa ferramenta inovadora na conservação e gestão dos recursos marinhos.

## **2.2 -Metodologia**

Para realizar a revisão bibliográfica sobre a aplicação dos BRUVS na inferência de parâmetros biológicos e ambientais, foram selecionados artigos científicos publicados entre os anos de 2020 e 2024, as bases de dados consultadas foram Scopus, Web of Science, SciELO e Google Scholar. Os critérios de inclusão abrangeram estudos que utilizaram BRUVS para coletar dados biológicos (taxonomia, abundância e comportamento de espécies) e ambientais (temperatura, velocidade e direção das correntes, salinidade, tipo de substrato, geolocalização, entre outros).

Como critério de amplitude linguística, foram considerados apenas artigos em inglês, português e espanhol para garantir uma ampla abrangência de estudos relevantes, facilitando o entendimento universal e favorecendo a difusão por citações.

O processo de seleção envolveu uma busca inicial usando palavras-chave específicas, tais como “BRUVS”, “biodiversidade marinha”, “monitoramento subaquático”, “censo visual”, “abundância de espécies” e “qualidade ambiental”. Após a identificação dos artigos em potenciais, foram analisados os títulos e resumos para verificar a relevância e a adequação aos critérios de inclusão, os artigos que passaram por essa triagem inicial foram então avaliados na íntegra para garantir que atendiam aos critérios estabelecidos.

Para a análise dos dados, foram extraídas informações sobre os objetivos dos estudos, métodos de coleta de dados, tipos de iscas utilizadas, tempos de imersão, profundidades de operação, e os resultados obtidos. As variáveis biológicas e ambientais avaliadas em cada estudo foram cuidadosamente registradas para identificar padrões e tendências no uso dos BRUVS, além

## Pernambuco.

disso, foram analisadas as limitações e desafios relatados pelos autores em relação ao uso dessa metodologia.

Nos dados coletados foram identificadas informações dos autores, ano de publicação, local do estudo, objetivos, métodos, resultados principais e limitações. Sendo assim, permitindo consolidar as informações dos artigos permitindo a análise comparativa entre eles, identificando condições de maior sucesso no uso dos BRUVS e as principais dificuldades, além de sugestões para futuros aprimoramentos.

A revisão também incluiu uma discussão sobre a eficácia dos BRUVS na coleta de dados biológicos e ambientais, com base nos resultados apresentados pelos estudos analisados. Foram destacadas as vantagens dessa metodologia, como a capacidade de registrar comportamentos naturais das espécies sem a interferência humana e a possibilidade de operar em profundidades inacessíveis para mergulhadores, no entanto, foram discutidas as limitações, e indução de aproximação pelas iscas e as influências ambientais que podem afetar a qualidade das gravações.

Por fim, a revisão buscou fornecer diretrizes e recomendações para futuras pesquisas utilizando essa metodologia, destacando a importância de otimizar os tempos de imersão, selecionar iscas apropriadas e considerar as variáveis ambientais na análise dos dados, assim contribuindo para o aprimoramento dessa técnica de censo visual para o monitoramento marinho e a conservação dos ecossistemas aquáticos.

### 2.3 - Resultados e Discussão

Sherman *et al.* (2020) examinaram a repetibilidade dos resultados obtidos com BRUVS dentro e entre estações, investigando a consistência dos dados coletados ao longo do tempo, eles descobriram que os BRUVS apresentam alta repetibilidade nos dados sobre a abundância e a diversidade de espécies entre diferentes temporadas, o que sugere que essa metodologia é confiável para monitoramento a longo prazo. No entanto, o estudo também apontou variações sazonais que podem afetar os resultados, destacando a importância de considerar esses fatores na análise de dados.

Bezerra *et al.* (2022) investigaram a riqueza e abundância relativa da zona costeira do segundo maior centro urbano do nordeste brasileiro, utilizando a BRUVS em diferentes profundidades, seus resultados mostraram que existe degradação na zona costeira apesar de ambientes de naufrágios apresentarem maior número de riqueza e abundância relativa, apesar de não registrarem predadores de topo de cadeia. Além disso, eles ressaltam a necessidade de outras metodologias baseadas ou não em métodos de captura para complementar o entendimento do ambiente estudado.

Merlo, Venerus and Irigoyen (2023) investigaram a variação em escala fina na proximidade das BRUVS a recifes rochosos e como isso afeta a estrutura das assembleias de peixes temperados, seus resultados mostraram que a proximidade a recifes rochosos tem um impacto significativo na composição das espécies observadas, com mudanças notáveis na estrutura das assembleias de peixes. Este estudo complementa os achados de Sherman *et al.* (2020), sugerindo que a localização específica das BRUVS pode influenciar os dados coletados e deve ser cuidadosamente planejada.

Currey-Randall *et al.* (2020) exploraram o tempo de imersão ideal para levantamentos de elasmobrânquios associados a recifes utilizando BRUVS, eles concluíram que um tempo de imersão de 60 minutos é geralmente suficiente para capturar a maioria das espécies-alvo, otimizando o equilíbrio entre esforço de amostragem e quantidade de dados coletados. Bruns e Henderson (2020) realizaram uma avaliação da diversidade e abundância de elasmobrânquios no Banco Oriental de Caicos, utilizando BRUVS, e corroboraram que tempos de imersão otimizados são fundamentais para a eficiência da coleta de dados.

Bond *et al.* (2022) compararam BRUVS com veículos operados remotamente (ROVs) na amostragem de espécies de peixes menos fixadas ao local ao longo de um oleoduto submarino. Eles descobriram que os BRUVS amostram menos espécies fixadas ao local em comparação com os ROVs, sugerindo que diferentes metodologias podem ser complementares dependendo do objetivo específico da pesquisa.

Espinoza *et al.* (2020) usaram BRUVS para monitorar assembleias de elasmobrânquios em um país pobre em dados no Pacífico Oriental Tropical. Seus resultados destacaram a eficácia dos BRUVS em fornecer dados valiosos em regiões com pouca infraestrutura de pesquisa, contribuindo para a conservação dessas áreas subamostradas.

Torres, Abril e Clua (2020) desenvolveram um BRUVS estendido (24 horas) para monitorar espécies pelágicas e noturnas, demonstrando a versatilidade dessa metodologia para diferentes contextos temporais e ecológicos. Este estudo mostrou que estender o tempo de imersão pode revelar padrões de atividade diurna e noturna que seriam perdidos em levantamentos mais curtos.

Wines *et al.* (2020) e Rhodes *et al.* (2020) compararam diferentes metodologias de monitoramento de habitats marinhos, avaliando as relações entre espécies e habitats reveladas por BRUVS iscadas e não iscadas. Eles descobriram que as BRUVS iscadas tendem a atrair mais indivíduos de espécies predadoras, enquanto as não iscadas fornecem uma visão mais equilibrada da comunidade de peixes.

Piggott *et al.* (2020) utilizaram métodos de vídeo remoto para estudar populações de peixes juvenis em ambientes desafiadores. Seus resultados indicaram que os BRUVS são eficazes para

monitorar a abundância e a distribuição de juvenis, fornecendo dados fundamentais para a gestão das populações de peixes.

Belackova *et al.* (2023) analisaram os efeitos de proteção em uma pequena reserva marinha usando BRUVS estéreo. Eles descobriram que a proteção resultou em maiores abundâncias de espécies demersais na reserva em comparação com áreas não protegidas, destacando o valor dos BRUVS na avaliação de medidas de conservação.

Schramm *et al.* (2020) compararam BRUVS estéreo e ROVs estéreo na amostragem de comunidades de peixes em águas rasas, encontrando diferenças significativas na eficiência de amostragem e na diversidade de espécies detectadas. Esses achados sugerem que a escolha da metodologia deve ser adaptada aos objetivos específicos e às condições do estudo.

Haberstroh *et al.* (2022) compararam vídeos iscados e vídeos de mergulhadores na detecção de espécies-alvo em zonas de proteção e de pesca. Os vídeos iscados detectaram uma maior diferença na abundância de espécies entre as zonas, indicando que BRUVS podem ser mais sensíveis a diferenças de proteção do que métodos baseados em mergulhadores.

Coro e Walsh (2021) desenvolveram um dispositivo de vídeo subaquático remoto inteligente e econômico para monitoramento do tamanho dos peixes. Sua tecnologia emergente mostrou-se promissora para a coleta de dados precisos sobre o tamanho dos peixes, complementando os métodos tradicionais de BRUVS.

Marrable *et al.* (2023) propuseram um modelo de aprendizado profundo generalizado para a medição semi-automatizada do comprimento de peixes em BRUVS estéreo. Essa inovação tecnológica pode aumentar a eficiência e a precisão da análise de dados em estudos de ecossistemas marinhos.

Irigoyen *et al.* (2024) analisaram o uso de BRUVS para avaliar peixes costeiros rochosos no Chile, destacando que a proximidade aos recifes influencia significativamente a composição das espécies. Este estudo reflete achados similares de Merlo, Venerus e Irigoyen (2023) sobre a variação em escala fina na proximidade das BRUVS a recifes rochosos.

Torres, Abril e Clua (2020) exploraram o monitoramento estendido para capturar espécies pelágicas e noturnas, complementando os achados de Espinoza *et al.* (2020) sobre o uso de BRUVS em áreas pobres em dados. Ambos os estudos sublinham a adaptabilidade das BRUVS para diferentes contextos temporais e espaciais.

Belackova *et al.* (2023) demonstraram os benefícios de proteção em reservas marinhas, comparáveis aos achados de Haberstroh *et al.* (2022) sobre a eficácia de vídeos iscados versus vídeos de mergulhadores em detectar diferenças de abundância de espécies entre zonas protegidas e não protegidas.

Schramm *et al.* (2020) e Bond *et al.* (2022) mostraram que a comparação de diferentes metodologias, como BRUVS estéreo e ROVs, é essencial para entender as limitações e os pontos fortes de cada técnica. Estes estudos indicam que a escolha da metodologia deve ser baseada nos objetivos específicos e nas condições do estudo.

Os estudos revisados revelam a eficácia e a versatilidade das BRUVS na pesquisa marinha, mas também destacam a necessidade de considerar fatores contextuais e metodológicos na análise de dados, Sherman *et al.* (2020) e Merlo, Venerus e Irigoyen (2023) ambos apontam a importância de considerar a variabilidade sazonal e espacial ao planejar e interpretar estudos com BRUVS. Enquanto Sherman *et al.* enfatizam a repetibilidade dos resultados entre temporadas, Merlo, Venerus e Irigoyen focam na influência da proximidade de recifes rochosos na estrutura das assembleias de peixes, esses estudos sugerem que, para maximizar a precisão dos dados, é fundamental planejar cuidadosamente a localização e o período de operação das BRUVS.

Currey-Randall *et al.* (2020) e Bruns e Henderson (2020) destacam a importância de otimizar os tempos de imersão para capturar dados representativos das comunidades de elasmobrânquios. Ambos os estudos corroboram que tempos de imersão de aproximadamente 60 minutos são eficazes, mas também sugerem que ajustes podem ser necessários dependendo do contexto específico do estudo.

Bond *et al.* (2022) e Espinoza *et al.* (2020) fornecem evidências de que as BRUVS podem ser adaptadas para diferentes objetivos de pesquisa, desde a amostragem de espécies menos fixadas ao local até o monitoramento em regiões com pouca infraestrutura de pesquisa. Esses estudos mostram que as BRUVS são uma ferramenta flexível e adaptável, capaz de fornecer dados valiosos em uma ampla gama de contextos ecológicos e geográficos.

Torres, Abril e Clua (2020) e Wines *et al.* (2020) exploram diferentes tempos de imersão e metodologias, demonstrando que a extensão do tempo de imersão pode revelar padrões de atividade que seriam perdidos em levantamentos mais curtos. Além disso, a comparação entre BRUVS iscadas e não iscadas por

Piggott *et al.* (2020) e Belackova *et al.* (2023) mostram a utilidade das BRUVS na análise de populações juvenis e na avaliação de medidas de conservação, respectivamente. Esses estudos destacam que as BRUVS podem ser usadas para monitorar diferentes estágios de vida das espécies e para avaliar a eficácia das reservas marinhas.

Schramm *et al.* (2020), Haberstroh *et al.* (2022), Coro e Walsh (2021), e Marrable *et al.* (2023) ilustram a diversidade de abordagens e inovações tecnológicas que podem ser integradas aos estudos com BRUVS. A comparação de técnicas e o desenvolvimento de novas tecnologias,

como dispositivos inteligentes e modelos de aprendizado profundo, mostram que há um potencial significativo para melhorar a precisão e a eficiência da coleta de dados em pesquisas marinhas.

Rhodes *et al.* (2020) indica que a escolha da metodologia pode influenciar significativamente os resultados obtidos, dependendo das espécies e comportamentos de interesse. Sendo assim, os dados revisados indicam que as BRUVS são ferramentas eficazes e versáteis para a pesquisa marinha, oferecendo uma alternativa não invasiva e eficiente para a coleta de dados biológicos e ambientais, no entanto, a eficácia dessas estações depende de um planejamento cuidadoso, incluindo a consideração de variáveis sazonais e espaciais, a otimização dos tempos de imersão e a escolha apropriada de metodologias e tecnologias.

A revisão dos estudos sugere que futuras pesquisas devem focar em melhorar as técnicas de uso das BRUVS, minimizar os fatores que possam introduzir vieses nos dados e integrar inovações tecnológicas para aumentar a precisão e a eficiência da coleta de dados. Ao seguir essas diretrizes, será possível maximizar o potencial das BRUVS na conservação e gestão sustentável dos ecossistemas marinhos, contribuindo para uma compreensão mais abrangente e detalhada da biodiversidade e da saúde dos habitats aquáticos.

## 2.4 - Conclusão

A revisão dos estudos sobre BRUVS demonstra que essas ferramentas são extremamente eficazes e versáteis para a pesquisa marinha.

A repetibilidade e confiabilidade das BRUVS para monitoramento a longo prazo são comprovadas, embora seja necessário levar em conta variações sazonais e a proximidade de recifes rochosos, que podem influenciar significativamente os resultados. BRUVS se mostram adaptáveis a diferentes objetivos de pesquisa e contextos geográficos, desde a amostragem de espécies menos fixadas ao local até o monitoramento em regiões com pouca infraestrutura de pesquisa.

Futuras pesquisas devem focar na integração com análises de acústica, dados espaciais abióticos, assim com esses dados para aumentar o nível de robustez e acurácia da técnica de amostragem utilizando os BRUVS, minimizando vieses nos dados e sendo assim, uma ferramenta precisa para mediar políticas de conservação e gestão sustentável dos ecossistemas marinhos, desta forma compreendendo a abrangente e complexa biodiversidade dos habitats aquáticos, promovendo a conservação e sustentabilidade ambiente.

## 2.5 - Referências

BELACKOVA, Adela et al. Potential protection effects in a small marine reserve: a demersal community analysis from stereo baited remote underwater video. **Marine Ecology Progress Series**, v. 708, p. 79-100, 2023.

Bezerra, N. P. A., Corrêa, A. L. T., Hazin, F. H. V., Garla, R. C. 2022. First use of baited remote underwater video stations to assess fish diversity in the Metropolitan Region of Recife, Northeastern Brazil. *Revista de Biología Tropical Aquatic Vertebrates*, Vol. 70: 332-347. <https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop..v70i1.45915>

BOND, Todd et al. Baited remote underwater video sample less site attached fish species along a subsea pipeline compared to a remotely operated vehicle. **Marine and Freshwater Research**, v. 73, n. 7, p. 915-930, 2022.

BRUNS, Stephan; HENDERSON, Aaron C. A baited remote underwater video system (BRUVS) assessment of elasmobranch diversity and abundance on the eastern Caicos Bank (Turks and Caicos Islands); an environment in transition. **Environmental biology of fishes**, v. 103, n. 9, p. 1001-1012, 2020.

CORO, Gianpaolo; WALSH, Matthew Bjerregaard. An intelligent and cost-effective remote underwater video device for fish size monitoring. **Ecological Informatics**, v. 63, p. 101311, 2021.

CURREY-RANDALL, Leanne M. et al. Optimal soak times for baited remote underwater video station surveys of reef-associated elasmobranchs. **PloS one**, v. 15, n. 5, p. e0231688, 2020.

ESPINOZA, Mario et al. Monitoring elasmobranch assemblages in a data-poor country from the Eastern Tropical Pacific using baited remote underwater video stations. **Scientific reports**, v. 10, n. 1, p. 17175, 2020.

HABERSTROH, Anna Julia et al. Baited video, but not diver video, detects a greater contrast in the abundance of two legal-size target species between no-take and fished zones. **Marine Biology**, v. 169, n. 6, p. 79, 2022.

IRIGOYEN, Alejo J. et al. Baited remote underwater video stations as a potential tool for assessing coastal rocky fishes in Chile. **Fisheries Management and Ecology**, v. 31, n. 2, p. e12665, 2024.

MARRABLE, Daniel et al. Generalised deep learning model for semi-automated length measurement of fish in stereo-BRUVS. **Frontiers in Marine Science**, v. 10, p. 1171625, 2023.

MERLO, Pablo J.; VENERUS, Leonardo A.; IRIGOYEN, Alejo J. Fine-scale variation in the proximity of baited remote underwater video stations (BRUVS) to rocky reefs reveals changes in the structure of temperate fish assemblages. **Marine Environmental Research**, v. 185, p. 105902, 2023.

PIGGOTT, Camilla VH et al. Remote video methods for studying juvenile fish populations in challenging environments. **Journal of experimental marine biology and ecology**, v. 532, p. 151454, 2020.

RHODES, Nicole et al. Comparing methodologies in marine habitat monitoring research: An assessment of species-habitat relationships as revealed by baited and unbaited remote underwater video systems. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 526, p. 151315, 2020.

SCHRAMM, Karl D. et al. A comparison of stereo-BRUVs and stereo-ROV techniques for sampling shallow water fish communities on and off pipelines. **Marine Environmental Research**, v. 162, p. 105198, 2020.

SHERMAN, C. Samantha et al. Repeatability of baited remote underwater video station (BRUVS) results within and between seasons. **PLOS one**, v. 15, n. 12, p. e0244154, 2020.

TORRES, Agusti; ABRIL, Ana-Maria; CLUA, Eric EG. A time-extended (24 h) baited remote underwater video (BRUV) for monitoring pelagic and nocturnal marine species. **Journal of Marine Science and Engineering**, v. 8, n. 3, p. 208, 2020.

WINES, Samuel L. et al. Accounting for spatial scale and temporal variation in fish-habitat analyses using baited remote underwater video stations (BRUVS). **Marine Ecology Progress Series**, v. 640, p. 171-187, 2020.

### 3- Avaliação da biodiversidade utilizando BRUVS em uma área portuária de Pernambuco, nordeste do Brasil



BOLETIM DO INSTITUTO DE PESCA

Scientific Article 



#### Biodiversity assessment using BRUVS in a port area of Pernambuco, northeast Brazil

Edson Bortoletto Garciov Filho<sup>1\*</sup>  Andrey Paulo Cavalcanti Soares<sup>1</sup>  Ilka Siqueira Lima Branco Nunes<sup>1</sup>  Pollyana Christine Gomes Roque<sup>2</sup>  Alessandra Fonseca Fischer<sup>1</sup>  José Carlos Pacheco dos Santos<sup>3</sup>  Natalia Priscila Alves Bezerra<sup>4</sup>  Paulo Guilherme Vasconcelos de Oliveira<sup>1</sup> 

<sup>1</sup>Universidade Federal Rural de Pernambuco  – Departamento de Pesca e Aquicultura – Recife (PE), Brazil.

Pernambuco.

2Universidade de São Paulo  – Instituto Oceanográfico – Departamento de Oceanografia Biológica – São Paulo (SP), Brazil.

3Universidade Federal Rural de Pernambuco  – Departamento de Pesca e Aquicultura – Serra Talhada (PE), Brazil.

4Universidade Federal do Espírito Santo  – Departamento de Oceanografia e Ecologia – Vitória (ES), Brazil.

\*Corresponding author: [edsongarciov@gmail.com](mailto:edsongarciov@gmail.com)

## ABSTRACT

Located in the second-largest estuary in Pernambuco, Brazil, the Suape Port Industrial Complex (CIPS) and its surroundings are regions of high environmental and economic importance that experience the effects of constant anthropogenic action. To understand the interference of these acts and the marine environment in this area, to identify its taxonomic diversity and abundance, and to guide management and mitigation measures for the fauna and marine ecosystem of this location, using the non-lethal baited remote underwater video system (BRUVS) method, between July 2021 and October 2022, we conducted a survey of the fauna in the coastal zone of the CIPS area, with a sampling area of 180 km<sup>2</sup> and 800 sampling points. Among the 118 species identified, the most abundant were *Haemulon aurolineatum*, *Decapterus macarellus*, and *Caranx crysos*, with a greater association of individuals in the sand/gravel + phytobenthos substrate, sand/gravel, and limestone formation. Although no non-significant differences were observed in the diversity of species by lunar phase, the relative abundance was greater during the new moon. When evaluating the depth gradients, those with the highest relative abundance and diversity were observed in the extracts at 20–25 and 25–30 m.

**Keywords:** BRUVS; Coastal ecosystem; Ichthyofauna.

## Avaliação da biodiversidade utilizando BRUVS em uma área portuária de Pernambuco, nordeste do Brasil

### RESUMO

Localizado no segundo maior estuário de Pernambuco, Brasil, o Complexo Industrial Portuário de Suape (CIPS) e seu entorno são regiões de alta importância ambiental e econômica que sofrem os efeitos da constante ação antrópica. Utilizando o método não letal de sistema de vídeo subaquático remoto com isca (BRUVS), para entender a interferência desses atos no ambiente marinho, identificar sua diversidade e abundância taxonômica e orientar medidas de manejo e mitigação desse ecossistema, foi aplicado um esforço amostral entre julho de 2021 e outubro de 2022 para realizar o levantamento da fauna na zona costeira da área do CIPS, com área amostral de 180 km<sup>2</sup> e 800 pontos amostrais. Entre as 118 espécies identificadas, as mais abundantes foram *Haemulon aurolineatum*, *Decapterus macarellus* e *Caranx crysos*, com maior associação de indivíduos no substrato areia/cascalho + fitobentos, areia/cascalho e formação calcária. Embora não tenham sido observadas diferenças significativas na diversidade de espécies por fase lunar, a abundância

relativa foi maior durante a lua nova. Ao avaliar os gradientes de profundidade, aqueles com maior abundância relativa e diversidade foram os extratos de 20–25 e 25–30 m.

**Palavras-chave:** BRUVS; ecossistema costeiro; ictiofauna.

**Received:** August 28, 2024 | **Approved:** January 20, 2025

**Section editor:** Welber Senteio Smith 



### 3.1 - INTRODUCTION

The advent of new technologies has enabled the exploration of environments with fewer extractive samples or without anthropogenic interference (Santana-Garcon et al., 2014). Thus, as the marine environment has a greater sensitivity to stress, studies have been conducted with equipment that provides highly accurate results and generates less interference to the environment, including non-lethal methods of investigating fauna, particularly for organisms threatened by extinction and areas vulnerable to exploitation (MacNeil et al., 2020; Trobbiani et al., 2021).

Among the methods currently used to survey fauna and characterize habitats, the baited remote underwater video system (BRUVS) is an efficient and increasingly popular alternative for environmental studies because of its low cost, ease of use, and comprehensiveness in comparing biological data. Additionally, this technique can be used without the presence of scholars in aquatic environments, and species need not be captured (Trobbiani et al., 2021), making it advantageous for both research and the environment.

Due to its usual variability, BRUVS has been used to analyze populations in more sensitive environments, such as environmental protection areas (APA) and other forms of conservation units (CUs), as well as to infer data on the parameters of environments with high anthropogenic activity; thus, it can be used to survey fauna and estimate relative abundance in these environments (Reis-Filho et al., 2019). The management and conservation of these environments are aimed at protecting them; consequently, there is a tendency to decrease the use of research methods that interfere with ecosystems due to the increasing anthropogenic pressure in these environments. Thus, BRUVS is an efficient alternative for conducting studies in these sensitive areas or those with varying degrees of degradation (MacNeil et al., 2020).

Over the last decade, surveys employing the BRUVS methodology have been conducted more frequently in Brazil. In the northern and northeastern parts of the country, scholars have evaluated the associative effects of species and environments with applications in freshwater, estuarine, and marine ecosystems (Schmid & Giarrizzo, 2019; Schmid et al., 2017; Schmid et al., 2020). Additionally, scholars have investigated environments with anthropogenic pressure, such as the connectivity between marine environments in an urban region in the northeast (Reis-Filho et al., 2019; Rolim et al., 2019). However, in the metropolitan region of Recife (RMR), Pernambuco, Brazil, the second- largest urban area in the northeast, this methodology was used to understand the diversity of marine species that are adversely affected by anthropogenic pressure owing to increasing urbanization (Bezerra et al., 2022). This ecosystem has suffered from the impacts of anthropogenic activities over the last 40 years (Castello, 2010; Jales et al., 2013).

The coastal zone of the RMR suffers from various anthropogenic effects resulting from urban expansion. Decree Nos. 15,750 and 6,025 proposed on August 8, 1992 and January 22, 2007,

## Pernambuco.

respectively, were aimed at accelerating industrial growth and development, and had the following consequences in the south region of the RMR: silting of mangroves and wetlands, dredging of estuaries, sediment dispersion, and a greater flow of boats, thus altering the parameters of submerged and emerging aquatic ecosystems (Magarotto & Costa, 2018; Magarotto et al., 2020). This region is of great ecological and socioeconomic importance due to the presence of the second-largest estuary and largest port complex in the state (Suape, 2023).

South of the state of Pernambuco, the port area of the Suape Port Industrial Complex (CIPS), located in the municipalities of Cabo do Santo, Agostinho, and Ipojuca, is of great importance to the state and ranks as the second largest industrial port in northeastern Brazil (Conexos, 2023). CIPS is one of the main exporters of national economic and technological development owing to its loading and unloading. It is a place with high industrial development and continuous anthropogenic activity characterized by constant changes to submerged and emerging geography (Suape, 2023). However, the actual consequences of such landscape changes in the region are unknown, and few qualitative and quantitative studies have been conducted to investigate the diversity of underwater fauna in port areas.

Understanding the marine environment of port areas and interference of anthropogenic activities requires data to fill the gaps in such an unexplored environment that is constantly changing. Moreover, the taxonomic diversity must be identified to understand and guide management and mitigation measures for the fauna and marine ecosystem of this location. This coastal environment is of great ecological importance, serving as a spawning, growth, and feeding area for local and migratory species, exhibiting an interdependence between living beings and the environment, with great taxonomic variety and biological complexity (Ferreira & Maida, 2006; Jales et al., 2013). Accordingly, the objective of this study was to survey the marine fauna using BRUVS to elucidate the biodiversity of the CIPS, with the goal of providing subsidies for the implementation of measures aimed at conserving the species in this region.

### 3.2 - MATERIAL AND METHODS

#### Study area

The study was conducted in the second largest port complex in northeastern Brazil (Conexos, 2023), namely, the CIPS, located in Pernambuco, south of the RMR (08°23'41.2"S – 34°57'09.6"W). The CIPS is located in a tropical region and has a humid tropical climate, with an annual average temperature of 25°C and average annual rainfall of more than 2,000 mm, concentrated between April and July (Suape, 2023). It was established in the second largest hydrographic basin in Pernambuco, which is used for industrial, agricultural, and urban supply. The prevailing winds in this region are from the east and southeast and seasonally from the northeast. The tidal regime is semi-diurnal, and the average variations are 2.04 and 0.91 m in syzygy and quadrature, respectively (Suape, 2023).

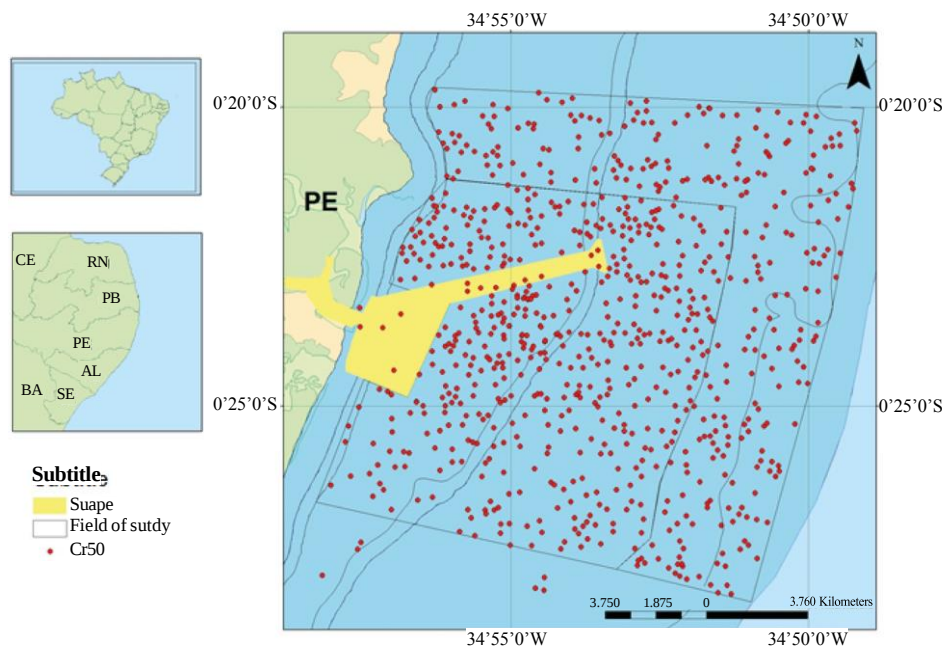
Sampling was conducted in an area of 180.97 km<sup>2</sup>, close to the port in the municipalities of Cabo de Santo Agostinho and Ipojuca, including the anchorage area of the vessels operating at the CIPS (Fig. 1).

#### Collections and analysis

Data were collected between July 2021 and October 2022 as part of the Marine Megafauna Research and Monitoring Project in the Suape Port Area (MEGAMAR; Professor Fábio Hazin). Fifty expeditions were conducted in the CIPS area, with each expedition prospecting 16 sampling points, encompassing the lunar phases of new, crescent, full, and waning moon. The sampling points were randomly predetermined using the ArcGIS 10.8 software, totaling 800 georeferenced points for sampling, based on the methodology described by Global FinPrint (2024) for underwater video image acquisition by BRUVS.

At 800 points, at the time of launching the BRUVS, abiotic parameters were collected, namely, empirical estimate of cloud cover percentage, water transparency (visibility using the Secchi disk), depth (using the vessel's echosounder), pH, salinity, dissolved oxygen, and seawater surface temperature (using the Lutron, WA, 2015 multiparameter).

BRUVS comprised a tubular metal structure in a trapezoidal shape, wherein a front rod was attached to a bait box, and the top of the trapezoid was coupled to the equipment for capturing videos at the resolution of 4 K (Cappo et al., 2006; Mallet & Pelletier, 2014; Whitmarsh et al., 2016). *Harengula clupei* and *Opisthonema oglinum* were used in the bait box to generate a plume of lipids from these species to attract species adjacent to the structure. The recording time for each BRUVS was 90 min from submersion to emersion, following the methodology proposed by Global FinPrint. The equipment was inserted at different depths ranging from 1.4 to 32.0 m within the area of influence of the port, thus establishing a gradient to infer the influence of depth on the composition of aquatic fauna (Reis-Filho et al., 2019; Whitmarsh et al., 2016).



**Figure 1.**Coastline of the municipality of Cabo de Santo Agostinho, Pernambuco, Brazil. The points in red correspond to the data collection sites.

The fauna recorded in the images produced by BRUVS were analyzed to identify the species to the lowest possible taxonomic level, based on the literature available for identifying tropical species (Barbosa et al., 2022; Cerqueira et al., 2021; Sampaio & Nottingham, 2008). To understand the efficiency of quantitative sampling in terms of the amount of sampling conducted, we analyzed the species accumulation curve characterized by the sum of new species per collection point until

## Pernambuco.

the stabilization of the asymptotic curve, which denotes the stability and sampling contemplation during this study (Schilling & Batista, 2008).

Considering the characterization of the habitats recorded in BRUVS, the types of substrates present in the images of the sampled areas were quantified, and their classification was listed into three different types: sand/gravel, sand/gravel + phytobenthos, and limestone formation based on the methodology described by Lins-Oliveira et al. (2021).

To assess absolute abundance, the maximum number ( $N_{max}$ ) of individuals of the same species recorded during each frame (second of filming) at each sampling point was calculated. To establish the relative abundance of species,  $N_{max}$  was calculated per effort of hours recorded ( $MaxN \cdot h^{-1}$ ), as this parameter is important for determining the most representative species and families (MacNeil et al., 2020).

The analysis of relative abundance by family and species was conducted by summing up the  $MaxN \cdot h^{-1}$  values for each category, computing the observation time of the first five species in each category. For the substrate class,  $MaxN \cdot h^{-1}$  was summed up, estimating which class would have the highest relative abundance. For the entire lunar cycle evaluated during the sampling period, the variation in species was quantified to understand the influence of lunar phases on species diversity, as well as the prevalence of species per lunar phase. For the analyses of depth, extracts were created by grouping the depths every 5 m to quantify the greatest relative abundance by the sum of  $MaxN \cdot h^{-1}$  and diversity by the sum of species.

To perform the analyses of multivariate abiotic data, moon phases, types of substrates, depths, temperatures, visibility, and cloud cover were used as explanatory variables in relation to species occurrence responses. To assess the degree of similarity in species distribution, the multivariate technique of non-metric multidimensional scaling (nMDS) was applied, based on the Bray-Curtis similarity matrix, with observation points considered as sampling units. The relative effort ( $MaxN \cdot h^{-1}$ ) was square root-transformed to reduce the dominance effect in the samples. Differences between factors were tested using the multivariate technique analysis of similarities (ANOSIM) (Clarke, 1993), and the items that discriminated the groups were evaluated using the SIMPER routine (Clarke, 1993).

All analyses were performed using the R software (R Core Team, 2022), and the Vegan package (Oksanen et al., 2024) was used for multivariate analyses. However, the variables were transformed using  $\sqrt{x}$  to normalize them, adopting the significant level of  $p < 0.05$ . All the analyses were conducted using the R Development Core Team software (2023).

## RESULTS

During the period from July 2021 to October 2022, 1,185 h of underwater videos were recorded, covering the dry (lowest rainfall index) and rainy (highest rainfall index) seasons, wherein the *in-situ* sea surface temperature (SST) varied between 24.4 and 31.5°C. Being in a tropical region, the study area experiences significant cloud cover, which affects underwater visibility during filming.

The underwater images were recorded between the depths of

## Pernambuco.

1.4 and 32.0 m. Within this range, seven taxonomic subclasses were identified: Ambuloasteroidea, Coleoidea, Discomedusae, Eumalacostraca, Teleostei, Elasmobranchii, and Reptilia, belonging to 118 different taxa, with 16,639 individuals recorded (Table 1).

The cumulative curve of species over the 800 collection points (Fig. 2) showed a tendency to stabilize from site 200, with stabilization at site 600, indicating that the species for the sampling period and area using the BRUVS sampling method were covered, making the line asymptotic.

Considering the recorded families, 53 families were counted, the most representative being Carangidae (SNmax = 5,519 and MaxN  $\diamond h^{-1}$  = 4.66), Haemulidae (SNmax = 3.774 and MaxN  $\diamond h^{-1}$  = 3.18), Lutjanidae (SNmax = 1,282 and MaxN  $\diamond h^{-1}$  = 1.08), Clupeidae (SNmax = 1,077 and MaxN  $\diamond h^{-1}$  = 0.91), and Serranidae (SNmax = 638 and MaxN  $\diamond h^{-1}$  = 0.54) (Fig. 3). Among all the species recorded during the sampling period, the most abundant ones in the underwater images were as follows: *Haemulon aurolineatum* (SNmax = 2,598 and MaxN  $\diamond h^{-1}$  = 2.19), *Decapterus macarellus* (SNmax = 1.264 and MaxN  $\diamond h^{-1}$  = 1.07), *Caranx crysos* (SNmax = 1.125 and MaxN  $\diamond h^{-1}$  = 0.95), *Decapterus sp.* (SNmax = 1.118 and MaxN  $\diamond h^{-1}$  = 0.94), and *Lutjanus synagris* (SNmax = 1.072 and MaxN  $\diamond h^{-1}$  = 0.90) (Fig. 4).

Among the 800 collection points, we identified the type of substrate at 703 points because of environmental factors, such as the turbidity of water or fixation of the device that drifted and recorded the sea surface. At the evaluated points, we observed that 61.0, 38.4, and 0.6% of the records were collected at sites with substrates predominantly comprising sand/gravel + phytobenthos (MaxN  $\diamond h^{-1}$  = 1,170.83; 108 taxa), sand/gravel (MaxN  $\diamond h^{-1}$  = 552.61; 78 taxa), and limestone formation (MaxN  $\diamond h^{-1}$  = 10.17; 10 taxa), respectively (Fig. 5).

Table 1. Subclasses, families, species and the maximum number observed (MaxN) sum of species recorded by baited remote underwater video system (BRUVS) (total N = 16,639) in the Suape Port Industrial Complex port area\*.

| Subclass         | Family            | Species                                                   | Sum of Max N | Status IUCN |
|------------------|-------------------|-----------------------------------------------------------|--------------|-------------|
| Ambuloasteroidea | Astropectinidae   | <i>Astropecten marginatus</i> (Gray, 1840)                | 1            |             |
| Coleoidea        | Loliginidae       | <i>Sepioteuthis sp.</i>                                   | 4            |             |
|                  | Octopodidae       | <i>Octopus sp.</i>                                        | 3            |             |
| Discomedusae     | Ulmaridae         | <i>Aurelia aurita</i> (Linnaeus, 1758)                    | 36           |             |
| Elasmobranchii   | Aetobatidae       | <i>Aetobatus narinari</i> (Euphrasen, 1790)               | 15           | EN          |
|                  | Cacharhinidae     | <i>Carcharhinus acronotus</i> (Poey, 1860)                | 1            | EN          |
|                  | Dasyatidae        | <i>Hypanus berthalutzae</i> (Petean, Naylor & Lima, 2020) | 166          | VU          |
|                  |                   | <i>Hypanus guttatus</i> (Bloch & Schneider, 1801)         | 50           | NT          |
|                  |                   | <i>Hypanus marianae</i> (Gomes, Rosa & Gadig, 2000)       | 17           | EN          |
|                  |                   | <i>Hypanus sp.</i>                                        | 26           |             |
|                  | Ginglymostomatida | <i>Ginglymostoma cirratum</i> (Bonnaterre, 1788)          | 5            | VU          |
|                  | Gymnuridae        | <i>Gymnura altavela</i> (Linnaeus, 1758)                  | 1            | EN          |
|                  | Mobulidae         | <i>Mobula alfredi</i> (Kreff, 1868)                       | 1            | VU          |
|                  | Rhinobatidae      | <i>Pseudobatos percellens</i> (Walbaum, 1792)             | 2            | EN          |

## Pernambuco.

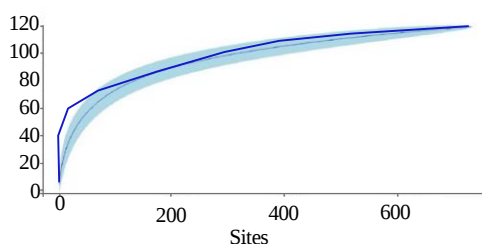
|                |                 |                                                       |       |    |
|----------------|-----------------|-------------------------------------------------------|-------|----|
| Eumalacostraca | Diogenidae      | <i>Calcinus sp.</i>                                   | 28    |    |
|                | Palinuridae     | <i>Panulirus sp.</i>                                  | 12    |    |
|                | Portunidae      | <i>Callinectes sp.</i>                                | 2     |    |
| Reptilia       | Cheloniidae     | <i>Caretta caretta</i> (Linnaeus, 1758)               | 9     | VU |
|                |                 | <i>Chelonia mydas</i> (Linnaeus, 1758)                | 9     | EN |
|                |                 | <i>Eretmochelys imbricata</i> (Linnaeus, 1766)        | 2     | CR |
|                |                 | <i>Lepidochelys olivacea</i> (Eschscholtz, 1829)      | 4     | VU |
| Teleostei      | Acanthuridae    | <i>Acanthurus bahianus</i> (Castelnau, 1855)          | 29    | LC |
|                |                 | <i>Acanthurus chirurgus</i> (Bloch, 1787)             | 32    | LC |
|                |                 | <i>Acanthurus coeruleus</i> (Bloch & Schneider, 1801) | 3     | LC |
|                |                 | <i>Acanthurus sp.</i>                                 | 43    |    |
|                | Albulidae       | <i>Albula sp.</i>                                     | 2     |    |
|                |                 | <i>Albula vulpes</i> (Linnaeus, 1758)                 | 93    | NT |
|                | Aulostomidae    | <i>Aulostomus maculatus</i> (Valenciennes, 1841)      | 5     | LC |
|                | Balistidae      | <i>Balistes capriscus</i> (Gmelin, 1789)              | 14    | VU |
|                |                 | <i>Balistes sp.</i>                                   | 1     |    |
|                |                 | <i>Balistes vetula</i> (Linnaeus, 1758)               | 174   | NT |
|                | Bothidae        | <i>Bothus lunatus</i> (Linnaeus, 1758)                | 2     | LC |
|                |                 | <i>Bothus ocellatus</i> (Agassiz, 1831)               | 131   | LC |
|                |                 | <i>Bothus sp.</i>                                     | 136   |    |
|                | Carangidae      | <i>Caranx bartholomaei</i> (Cuvier, 1833)             | 945   | LC |
|                |                 | <i>Caranx crysos</i> (Mitchhill, 1815)                | 1,089 | LC |
|                |                 | <i>Caranx hippos</i> (Linnaeus, 1766)                 | 24    | LC |
|                |                 | <i>Caranx ruber</i> (Bloch, 1793)                     | 10    | LC |
|                |                 | <i>Caranx sp.</i>                                     | 129   |    |
|                |                 | <i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)      | 376   | LC |
|                |                 | <i>Decapterus macarellus</i> (Cuvier, 1833)           | 1,264 | LC |
|                |                 | <i>Decapterus punctatus</i> (Cuvier, 1829)            | 391   | LC |
|                |                 | <i>Decapterus sp.</i>                                 | 1,118 |    |
|                |                 | <i>Elagatis bipinnulata</i> (Quoy & Gaimard, 1825)    | 2     | LC |
|                |                 | <i>Selene vomer</i> (Linnaeus, 1758)                  | 20    | LC |
|                |                 | <i>Seriola lalandi</i> (Valenciennes, 1833)           | 1     | LC |
|                |                 | <i>Seriola rivoliana</i> (Valenciennes, 1833)         | 6     | LC |
|                | Chaetodontidae  | <i>Chaetodon sedentarius</i> (Poey, 1860)             | 2     | LC |
|                |                 | <i>Chaetodon striatus</i> (Linnaeus, 1758)            | 58    | LC |
|                | Clupeidae       | <i>Harengula clupeola</i> (Cuvier, 1829)              | 141   | LC |
|                |                 | <i>Opisthonema oglinum</i> (Lesueur, 1818)            | 906   | LC |
|                | Cyclopsettidae  | <i>Syacium micrurum</i> (Ranzani, 1842)               | 38    | LC |
|                |                 | <i>Syacium papillosum</i> (Linnaeus, 1758)            | 18    | LC |
|                |                 | <i>Syacium sp.</i>                                    | 52    |    |
|                | Dactylopteridae | <i>Dactylopterus volitans</i> (Linnaeus, 1758)        | 2     | LC |
|                | Diodontidae     | <i>Diodon sp.</i>                                     | 1     |    |
|                |                 | <i>Diodon holocanthus</i> (Linnaeus, 1758)            | 1     | LC |
|                | Echeneidae      | <i>Echeneis naucrates</i> (Linnaeus, 1758)            | 26    | LC |
|                |                 | <i>Echeneis sp.</i>                                   | 2     |    |
|                | Ephippidae      | <i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782)        | 3     | LC |
|                | Epinephelidae   | <i>Alphestes afer</i> (Bloch, 1793)                   | 13    | LC |
|                |                 | <i>Cephalopholis fulva</i> (Linnaeus, 1758)           | 179   | LC |
|                |                 | <i>Epinephelus itajara</i> (Lichtenstein, 1822)       | 1     | VU |
|                |                 | <i>Epinephelus marginatus</i> (Lowe, 1834)            | 1     | VU |
|                | Fistulariidae   | <i>Fistularia petimba</i> (Lacepède, 1803)            | 3     | LC |
|                |                 | <i>Fistularia tabacaria</i> (Linnaeus, 1758)          | 26    | LC |
|                | Gerreidae       | <i>Eucinostomus argenteus</i> (Baird & Girard, 1855)  | 68    | LC |

## Pernambuco.

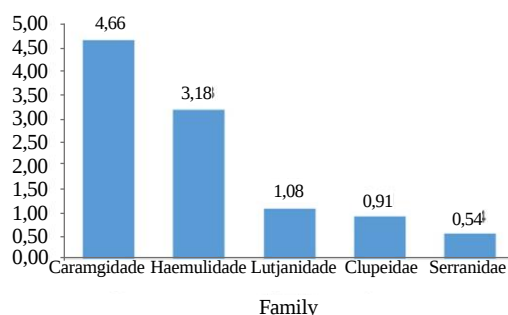
|                 |                                                                                |       |    |
|-----------------|--------------------------------------------------------------------------------|-------|----|
|                 | <i>Eucinostomus lefroyi</i> (Goode, 1874)                                      | 9     | LC |
|                 | <i>Eucinostomus</i> sp.                                                        | 554   |    |
| Haemulidae      | <i>Anisotremus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)                                 | 16    | LC |
|                 | <i>Haemulon atlanticus</i><br>(Carvalho, Marceniuk, Oliveira & Wosiacki, 2020) | 220   | LC |
|                 | <i>Haemulon aurolineatum</i> (Cuvier, 1830)                                    | 2,586 | LC |
|                 | <i>Haemulon macrostomum</i> (Günther, 1859)                                    | 1     | LC |
|                 | <i>Haemulon melanurum</i> (Linnaeus, 1758)                                     | 8     | LC |
|                 | <i>Haemulon parra</i> (Desmarest, 1823)                                        | 44    | LC |
|                 | <i>Haemulon plumierii</i> (Lacepède, 1801)                                     | 418   | LC |
|                 | <i>Haemulon sciurus</i> (Shaw, 1803)                                           | 6     | LC |
|                 | <i>Haemulon</i> sp.                                                            | 229   |    |
|                 | <i>Haemulon squamipinna</i> (Rocha & Rosa, 1999)                               | 209   | LC |
|                 | <i>Orthopristis rubra</i> (Cuvier, 1830)                                       | 5     | LC |
|                 | <i>Orthopristis scapularis</i> (Fowler, 1915)                                  | 15    |    |
|                 | <i>Pomadasys ramosus</i> (Poey, 1860)                                          | 3     |    |
|                 | <i>Pomadasys</i> sp.                                                           | 2     |    |
| Holocentridae   | <i>Holocentrus adscensionis</i> (Osbeck, 1765)                                 | 83    | LC |
| Labridae        | <i>Bodianus pulchellus</i> (Poey, 1860)                                        | 1     | LC |
|                 | <i>Bodianus rufus</i> (Linnaeus, 1758)                                         | 10    | LC |
|                 | <i>Halichoeres brasiliensis</i> (Bloch, 1791)                                  | 5     | DD |
|                 | <i>Halichoeres dimidiatus</i> (Agassiz, 1831)                                  | 22    | LC |
|                 | <i>Halichoeres poeyi</i> (Steindachner, 1867)                                  | 72    | LC |
|                 | <i>Halichoeres</i> sp.                                                         | 161   |    |
|                 | <i>Xyrichtys novacula</i> (Linnaeus, 1758)                                     | 1     | LC |
| Lutjanidae      | <i>Lutjanus analis</i> (Cuvier, 1828)                                          | 32    | NT |
|                 | <i>Lutjanus chrysurus</i> (Bloch, 1791)                                        | 26    | DD |
|                 | <i>Lutjanus jocu</i> (Bloch & Schneider, 1801)                                 | 12    | DD |
|                 | <i>Lutjanus</i> sp.                                                            | 8     |    |
|                 | <i>Lutjanus synagris</i> (Linnaeus, 1758)                                      | 1,072 | NT |
|                 | <i>Ocyurus chrysurus</i> (Bloch, 1791)                                         | 126   | DD |
| Malacanthidae   | <i>Malacanthus plumieri</i> (Bloch, 1786)                                      | 26    | LC |
| Microdesmidae   | <i>Ptereleotris randalli</i> (Gasparini, Rocha & Floeter, 2001)                | 31    | LC |
| Monacanthidae   | <i>Aluterus monoceros</i> (Linnaeus, 1758)                                     | 16    | LC |
|                 | <i>Aluterus schoepfii</i> (Walbaum, 1792)                                      | 1     | LC |
|                 | <i>Aluterus scriptus</i> (Osbeck, 1765)                                        | 14    | LC |
|                 | <i>Aluterus</i> sp.                                                            | 1     |    |
|                 | <i>Cantherhines macrocerus</i> (Hollard, 1853)                                 | 2     | LC |
|                 | <i>Monacanthus ciliatus</i> (Mitchill, 1818)                                   | 8     | LC |
|                 | <i>Stephanolepis hispidus</i> (Linnaeus, 1766)                                 | 63    |    |
|                 | <i>Stephanolepis setifer</i> (Bennett, 1831)                                   | 2     | LC |
| Mullidae        | <i>Pseudupeneus maculatus</i> (Bloch, 1793)                                    | 271   | LC |
| Muraenidae      | <i>Gymnothorax funebris</i> (Ranzani, 1839)                                    | 1     | LC |
|                 | <i>Gymnothorax</i> sp.                                                         | 7     |    |
|                 | <i>Gymnothorax vicinus</i> (Castelnau, 1855)                                   | 17    | LC |
| Opistognathidae | <i>Opistognathus</i> sp.                                                       | 2     |    |
| Ostraciidae     | <i>Acanthostracion quadricornis</i> (Linnaeus, 1758)                           | 3     | LC |
|                 | <i>Acanthostracion</i> sp.                                                     | 3     |    |
|                 | <i>Lactophrys trigonus</i> (Linnaeus, 1758)                                    | 87    | LC |
| Paralichthyidae | <i>Paralichthys brasiliensis</i> (Ranzani, 1842)                               | 3     | LC |
| Pomacanthidae   | <i>Holacanthus ciliaris</i> (Linnaeus, 1758)                                   | 1     | LC |
|                 | <i>Holacanthus tricolor</i> (Bloch, 1795)                                      | 5     | LC |
|                 | <i>Pomacanthus paru</i> (Bloch, 1787)                                          | 14    | LC |
| Pomacentridae   | <i>Abudefduf saxatilis</i> (Linnaeus, 1758)                                    | 7     | LC |
|                 | <i>Stegastes</i> sp.                                                           | 1     |    |
| Rachycentridae  | <i>Rachycentron canadum</i> (Linnaeus, 1766)                                   | 3     | LC |
| Scaridae        | <i>Sparisoma axillare</i> (Steindachner, 1878)                                 | 334   | DD |
|                 | <i>Sparisoma radians</i> (Valenciennes, 1840)                                  | 1     | LC |

|                |                                                                          |     |    |
|----------------|--------------------------------------------------------------------------|-----|----|
|                | Sparisoma sp.                                                            | 11  |    |
| Scombridae     | <i>Scomberomorus brasiliensis</i> (Collette, Russo & Zavala-Camin, 1978) | 15  | LC |
|                | <i>Scomberomorus cavalla</i> (Cuvier, 1829)                              | 1   | LC |
|                | <i>Scomberomorus regalis</i> (Bloch, 1793)                               | 68  | LC |
|                | <i>Scomberomorus</i> sp.                                                 | 33  |    |
|                | Thunnus sp.                                                              | 2   |    |
| Serranidae     | <i>Diplectrum formosum</i> (Linnaeus, 1766)                              | 630 | LC |
| Sparidae       | <i>Calamus calamus</i> (Valenciennes, 1830)                              | 6   | LC |
|                | <i>Calamus penna</i> (Valenciennes, 1830)                                | 28  | LC |
|                | <i>Calamus pennatula</i> (Guichenot, 1868)                               | 72  | LC |
|                | <i>Calamus</i> sp.                                                       | 17  |    |
| Sphyraenidae   | <i>Sphyraena barracuda</i> (Edwards, 1771)                               | 151 | LC |
|                | <i>Sphyraena picudilla</i> (Poey, 1860)                                  | 455 | LC |
| Synodontidae   | <i>Synodus foetens</i> (Linnaeus, 1766)                                  | 2   | LC |
|                | <i>Synodus intermedius</i> (Spix & Agassiz, 1829)                        | 5   | LC |
|                | <i>Synodus synodus</i> (Linnaeus, 1758)                                  | 2   | LC |
|                | <i>Trachinocephalus myops</i> (Forster, 1801)                            | 14  | LC |
| Tetraodontidae | <i>Lagocephalus laevis</i> (Linnaeus, 1766)                              | 15  | LC |
|                | <i>Sphoeroides greeleyi</i> (Gilbert, 1900)                              | 2   | LC |
|                | <i>Sphoeroides</i> sp.                                                   | 30  |    |
|                | <i>Sphoeroides spengleri</i> (Bloch, 1785)                               | 218 | LC |
|                | <i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758)                          | 4   | LC |

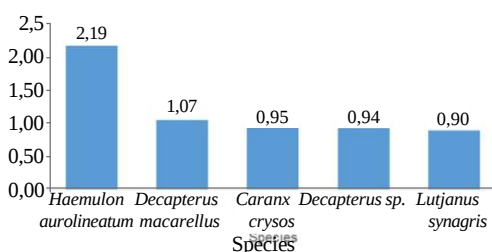
\*International Union for Conservation of Nature (IUCN) status: EN) endangered, DD) data deficient, VU) vulnerable, NT) near threatened, CR) critically endangered, LC) least concern.



**Figure 2.** Cumulative curve of species over the 800 sites recorded by the baited remote underwater video system (BRUVS) in the Suape Port Industrial Complex port area.

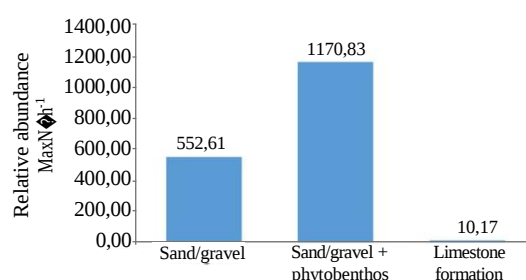


**Figure 3.** Relative family abundance per hour (MaxN/h-1) of the five families with the most records in the Suape Port Industrial Complex port area.



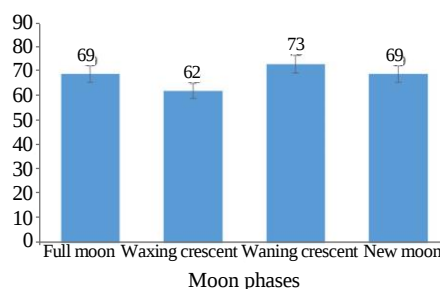
**Figure 4.**Relative abundance of species per hour ( $\text{MaxN} \cdot \text{h}^{-1}$ ) of the five most recorded species in the Suape Port Industrial Complex port area.

The individuals with the greatest presence in the sand/gravel substrate were *H. aurolineatum*, *O. oglinum*, and *Diplectrum formosum*, with total numbers of 764, 307, and 287, respectively; and those in the sand/gravel + phytobenthos substrate were *H. aurolineatum*, *D. macarellus*, and *C. crysos*, with total numbers of 1,658, 1,070, and 800, respectively. However, individuals with the greatest presence in the limestone formation substrate were *H. aurolineatum*, *L. synagris*, and *Haemulon squamipinna*, with total numbers of 12, eight, and three, respectively. Species grouping was 38% higher in the sand/gravel + phytobenthos substrate than in the sand/gravel substrate.



**Figure 5.**Relative abundance of species per hour ( $\text{MaxN} \cdot \text{h}^{-1}$ ) by substrate recorded in the Suape Port Industrial Complex port area.

The phase with the greatest species diversity was the waning phase, followed by the full and crescent phases, with the same number of individuals identified, and the crescent phase was the least representative, with 73, 69, and 62 taxa, respectively (Fig. 6). However, when assessing the lunar phase with the greatest abundance, the new moon was the most representative, with 338  $\text{MaxN} \cdot \text{h}^{-1}$ , followed by the full, waning, and crescent phases, with 276, 242, and 238  $\text{MaxN} \cdot \text{h}^{-1}$ , respectively (Table 2). Analysis of the presence of species at different depths showed that extracts at depths greater than 15 m had greater diversity than those at shallower depths, with more significant records between depths of 25 and 30 m (Fig. 7). The sum of  $\text{MaxN} \cdot \text{h}^{-1}$  per species in the extracts at 25–30 m also showed the presence of species at greater depths (Table 3).



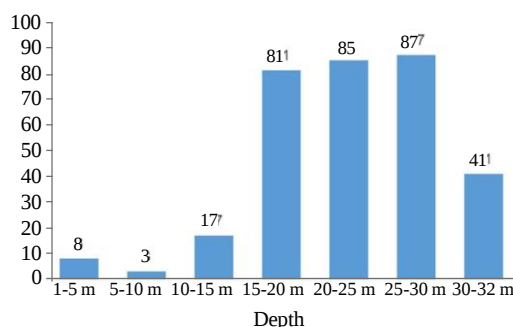
**Figure 6.**Relative abundance by substrate recorded in the Suape Port Industrial Complex port area (total N = 118 and standard deviation =  $\pm 4.5$ ).

**Table 2.** Sum of MaxN h<sup>-1</sup> per lunar phase recorded by baited remote underwater video system (BRUVS) (total MaxN h<sup>-1</sup> = 1185) in the Suape Port Industrial Complex port area.

| Line labels     | Sum of MaxN h <sup>-1</sup> | SD of MaxN h <sup>-1</sup> |
|-----------------|-----------------------------|----------------------------|
| Full moon       | 276                         | ± 0.52                     |
| Waxing crescent | 238                         | ± 0.48                     |
| Waning crescent | 242                         | ± 0.55                     |
| New moon        | 338                         | ± 0.59                     |

MaxN h<sup>-1</sup>: relative abundance of species per hour; SD: standard deviation.

The arrangement obtained from the nMDS, combined with the ANOSIM results, showed a high overlap in species distribution among the evaluated factors (Fig. 8), with significantly low contributions to the dissimilarity between groups from the effects of depth ( $R = 0.15$ ;  $p < 0.05$ ), substrate type ( $R = 0.15$ ;  $p < 0.05$ ), visibility ( $R = 0.11$ ;  $p < 0.05$ ), cloud cover ( $R = 0.03$ ;  $p < 0.05$ ), moon phase ( $R = 0.02$ ;  $p < 0.05$ ), and temperature (ANOSIM  $R < 0.01$ ;  $p < 0.05$ ) (Table 4). The SIMPER routine indicated that Haemulidae, Lutjanidae, and Carangidae were the main contributors to the group similarity across all evaluated factors (Table 5).



**Figure 7.** Relative abundance by depth recorded in the Suape Port Industrial Complex port area (N total = 118).

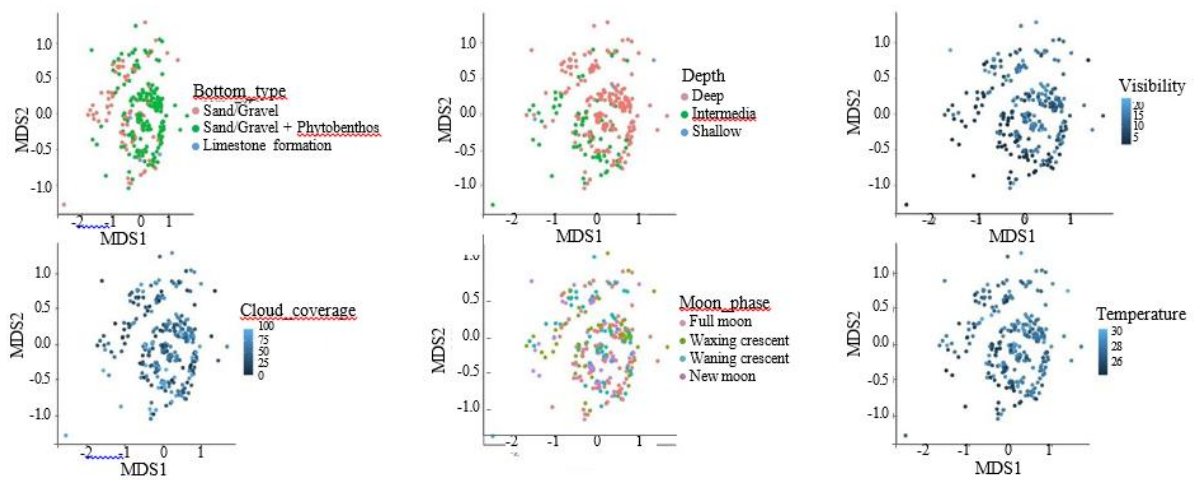
**Table 3.** Sum of MaxN h<sup>-1</sup> per depth extract recorded by baited remote underwater video system (BRUVS) (total MaxN h<sup>-1</sup> = 1,185) in the Suape Port Industrial Complex port area.

| Depth (m) | Time (MaxN h <sup>-1</sup> ) | SD     |
|-----------|------------------------------|--------|
| 1-5       | 3,14                         | ± 1.1  |
| 5-10      | 0,86                         | ± 0.0  |
| 10-15     | 14                           | ± 0.8  |
| 15-20     | 250                          | ± 10.9 |
| 20-25     | 408                          | ± 8.4  |
| 25-30     | 416                          | ± 7.2  |
| 30-35     | 91                           | ± 5.5  |

MaxN h<sup>-1</sup>: relative abundance of species per hour; SD: standard deviation.

**Table 4.** Table of dissimilarity and significance between groups of abiotic data: moon phase, cloud cover, substrate type, depth, temperature and visibility, in relation to the species identified in the Suape Port Industrial Complex port area.

| Factor         | R    | p-value |
|----------------|------|---------|
| Depth          | 0.15 | 0.001   |
| Bottom_type    | 0.15 | 0.001   |
| Visibility     | 0.11 | 0.001   |
| Cloud_coverage | 0.04 | 0.015   |
| Moon_phase     | 0.03 | 0.003   |
| Temperature    | 0.00 | 0.453   |



**Figure 8.** Cluster analysis for significance of abiotic data: moon phase, cloud cover, substrate type, depth, temperature and visibility, in relation to the species identified in the Suape Port Industrial Complex port area.

**Table 5.** Table of similarity between groups of abiotic data: substrate type, depth, in relation to the species identified in the Suape Port Industrial Complex port area..

| Species                      | Sand vs. phytobenthos | Phytobenthos vs. limestone | Sand vs. limestone | Shallow vs. deep | Shallow vs. interm | Deep vs. interm |
|------------------------------|-----------------------|----------------------------|--------------------|------------------|--------------------|-----------------|
| <i>Haemulon aurolineatum</i> | 0.22660               | 0.28122                    | 0.25700            | 0.45641          | 0.18415            | 0.24149         |
| <i>Lutjanus synagris</i>     | 0.38997               | 0.54384                    | 0.48651            | 0.16700          | 0.36096            | 0.39305         |
| <i>Caranx crysos</i>         | 0.53746               | 0.43366                    | 0.67615            | 0.31537          | 0.60769            | 0.53952         |
| <i>Diplectrum formosum</i>   | 0.62460               | 0.63166                    | 0.59015            | 0.65986          | N/R                | 0.62339         |
| <i>Caranx bartholomaei</i>   | 0.69188               | 0.69358                    | N/R                | 0.58173          | 0.49491            | N/R             |
| <i>Eucinostomus sp.</i>      | N/R                   | N/R                        | 0.74757            | N/R              | 0.70401            | 0.69595         |

N/R: no data.

## DISCUSSION

During the analysis, we noticed that atmospheric pressure influenced the filming times, causing different recording durations because of depth variations, thus directly interfering with the equipment's recording autonomy. The influence of pressure was also reported by Bocchi et al.

## Pernambuco.

(2000) and Brain et al. (2023), wherein the higher the pressure, the shorter is the battery time, thus resulting in shorter filming times at greater depths with 90 min as the filming standard.

Monthly sampling over the course of one year proved to be important for sample homogenization, considering the characteristics of different abiotic and climatic periods, wherein species are aggregated by different environmental associations, thus recording species that are influenced by the period of terrestrial translation. According to Gaston and Spicer (2004), the biological diversity of an environment can be demonstrated by the stability of the cumulative curve of the species sampled in the region (Schilling & Batista, 2008), reaching its sampling peak with the stability of the curve.

The CIPS area experiences significant interference from sediment deposition from the estuaries present in the region and from the constant traffic of large vessels that remove particles from the substrate. These factors are amplified by the regimes of northeast currents in summer and southeast currents in winter (Marques & Oliveira, 2016). This dynamic is similar to that reported by Lins-Oliveira et al. (2021): the coarser particles that constitute the sand (portion with the highest incidence in the coastal zone) tend to decant more quickly; however, owing to the intense dynamics of sedimentary flow, this phenomenon is attenuated, thus creating a marine plume along the samples, making it difficult to visualize the species (Falcão-Filho et al., 2016).

The association of species by substrate is evident from the number of species recorded in each type of sediment, with sand/ gravel + phytobenthos being greater than sand/gravel, as well as from the Nmax of each species being more expressive in the sand/gravel + phytobenthos substrate compared with that in sand/gravel substrate (Harvey et al., 2013). This association has been evidenced in other studies (Gaston & Spicer, 2004; Pinheiro & Castello, 2010; Reis-Filho et al., 2019); namely, when there is a decrease in the presence of primary producers, there is a decrease in the diversity and abundance.

According to Nassongole et al. (2019), the balance of the aquatic community is related to the type of composition of the substrate it resides in, as well as the distribution, feeding habits of fish and nutrient recycling (Pereira, 2000). Animals that feed on plankton, macro- and micro-algae have a direct relationship with the substrate and are important for resilience, important biomass for the trophic chain and the development of marine ecosystems (Bonaldo, 2010). In addition to their socio-economic importance, carnivorous fish also act as ecosystem control agents, maintaining levels of equity between the communities at the base of the trophic chain (Pet et al., 2006).

The higher number of taxa in the assemblage of individuals in this study can be explained by the longer sampling time compared with studies using the same methodology (Bezerra et al., 2022; Pinheiro & Castello, 2010; Reis-Filho et al., 2019; Rolim et al., 2019; Schmid et al., 2020). Previous studies in the coastal zone of Recife were conducted in environments with less anthropogenic action (Bezerra et al., 2022; Fischer et al., 2009; Oliveira, 2012), applying observation efforts of 180 to 7,254 min and observing 65 to 97 taxa. In contrast, in our study, the sample size was large (71,100 min), wherein 17 taxa were recorded, thus expanding our knowledge of the underwater diversity of the port and coastal areas of Recife.

Among the main species recorded, *D. macarellus*, *C. crysos*, *L. synagris*, and *H. aurolineatum* together account for 3% of the total fish caught in Brazil, with 15,000 tons caught annually, as recorded in Brazil's fishing statistics bulletins according to Ministry of Fishing and Aquaculture (MPA) data (MPA, 2010, 2011, 2012). However, these species are of socioeconomic importance to the region's artisanal subsistence fishery; in this context of food security, *L. synagris* is on the International Union for Conservation of Nature (IUCN) list of threatened species. Therefore, these species must be preserved for the region's fishermen, especially those adjacent to CIPS, whose economies are based on tourism and fishing.

## Pernambuco.

In the faunal composition of the evaluated region, the species that were aggregated in shoals were the most representative (*H. aurolineatum*, *D. macarellus*, *C. crysos*, *Decapterus* sp., and *L. synagris*), which is consistent with the results of previous studies in the region (Bezerra et al., 2022; Fischer et al., 2009; Oliveira, 2012; Schmid et al., 2020). Moreover, we identified 74 species that were not reported by Bezerra et al. (2022) in an area close to that of our study. However, despite the presence of estuaries, we did not identify individuals, such as *Centropomus* spp., *Sciades* spp., and *Megalops atlanticus*, which are common in fishing landings and sport fishing in adjacent regions.

According to Batista et al. (2020) and Pereira et al. (2020), these individuals are present in the estuarine zones of northeastern Brazil. This absence can be explained by the movement of vessels and dredging of the estuary, thus causing changes in the estuary and marine substrate through the deposition of sediments in irregular areas, changing the ecology of the coastal environment (Sousa, 2024), causing the migration of these individuals to areas with better environmental conditions, providing homeostasis.

In addition to the ichthyofaunal inventory, which was the subject of this study, we identified four of the five species of sea turtles present in Brazil. These species are listed as threatened animals in the National List of Endangered Species of Brazilian Fauna and IUCN Red List of Threatened Species. In Brazil, the most notable threats to chelonians are irregular occupation of the coast, sea pollution, boat traffic, and mineral extraction (ICMBio, 2011), all of which are present in the study area. Carvalho et al. (2021) highlighted the ecological importance of sea turtle conservation, and Sarmiento (2013) reported the important role of these species in coastal communities, thus facilitating socioeconomic development through ecotourism. Furthermore, the study area is rich in nutrients from the estuaries present there, thus being a foraging area for sea turtle species. According to Hamann et al. (2010) and Silva (2023), these areas should be monitored to support local and international conservation efforts.

The elasmobranchs recorded in this study are characterized as top-of-the-chain individuals belonging to the megafauna, which directly suffer from anthropogenic interference in the environment; thus, more than one-third of the elasmobranch species are on the IUCN Red List of Threatened Species (Camhi et al., 1998; Hazin et al., 2000; Lessa et al., 1999). Among other factors, this is ascribed to the destruction of essential habitats for the species, coupled with inefficient management and conservation policies that do not mitigate illegal fishing or accidental catches. Therefore, the conservation of coastal and estuarine environments, which are used as nurseries and feeding grounds, is essential for the balance of the trophic chain as elasmobranchs are trophic regulators.

Among the elasmobranchs, stingrays were the largest representatives and with the greatest distribution in the sampled area. Among the 10 species recorded, nine are threatened with extinction at some level in the IUCN, and are within the 50 species planned implemented by the National Action Plan for the Conservation of Sharks and Endangered Marine Stingrays (PAN Sharks). Therefore, it is necessary to mitigate the impacts on marine elasmobranchs threatened with extinction in Brazil and their environments, for short-term conservation purposes, given the rapid population decline (Pinto, 2023).

Although previous studies based on the methodology of capture in regions adjacent to CIPS at greater depths have recorded elasmobranch species responsible for incidents with swimmers (Hazin et al., 2000; Hazin et al., 2013), despite the presence of elasmobranchs in the sampled region, recording the individuals associated with incidents was not possible, even with the occurrence of two incidents with swimmers and sharks in July 2021 during the sampling period (SEMAS, 2023). The lack of records of such individuals in the sampled area may be related to

## Pernambuco.

the biology of these animals, which are large cosmopolitan migrators from the Atlantic Ocean (Coletto et al., 2019; Hazin et al., 2013).

Silva et al. (2023) state that it is essential to detect the regions with the highest density of megafauna occurrence and critical habitats for the species, as well as the main degradation zones and fishing activity, aiming to establish inclusive and efficient management to mitigate impacts on threatened species, and, therefore, highlighting the importance of spatial assessments by region and the importance of developing conservation plans based on participatory and integrated assessments to enable assertive and more effective actions (Scherer & Nicolodi, 2021).

The lunar phase can alter the composition of fish assemblages in a given region due to its influence on sea and light incidence regimes (Quinn & Kojis, 1981; Rooker & Dennis, 1991), which is amplified in the equatorial zone by lunar gravitational pull. However, no relationship was observed between the annual variation of the species and different periods of lunar incidence due to the homogeneity between the results in the lunar phases. This result was also reported by Reis-Filho et al. (2010) in another region of northeastern Brazil.

Depth is a segregator of species because of depth variations to the physical permeability of seawater, with the penetration of sunlight, thus limiting the diversity and abundance in photic depth extracts (Lins-Oliveira et al., 2021), as reported by Reis-Filho et al. (2019), who observed greater abundance and diversity in the meso- and infralittoral transition regions. However, Bezerra et al. (2022) observed greater diversity in the infralittoral region, as corroborated in this study, recording a greater number of species in the neritic and euphotic regions between 20 and 30 m. This can be explained by the association between primary producers and greater settling of sediments containing organic matter for the development of the former.

The evaluation of the data by the multivariate analysis methods, ANOSIM and SIMPER, showed high overlap of species according to abiotic factors. However, separately, the abiotic data had little influence on the presence of species; the type of substrate by depth was more significant for shoal species. This fact corroborates the trend described in the work developed by Betito (1999), that strategist individuals have a greater biomass and flock behavior, thus having greater significance for the data analyzed.

Furthermore, Reis-Filho et al. (2019) described in an analysis of a coastal region in northeastern Brazil that the sum of the factors is the explanatory association for the presence of species, something that was also described by scholars in a coastal environment in southern Brazil (Pinheiro & Castello, 2010). Thus, the equity of environmental parameters is fundamental to perpetuate the biological diversity of the environment (Gaston & Spicer, 2004).

According to Scherer and Nicolodi (2021), the coastal and marine zone must be understood as a continuous flow of interdependent systems. Thus, the management of the coastal zone and marine ecosystems must be integrated, sharing knowledge, instruments and decisions. Industrialization, maritime transport and tourism, combined with disorderly development, can impact the management of coastal zones. For this reason, it is very important to update public policies and local territorial management tools, ensuring the sustainable use of coastal ecosystems (Prearo Junior et al., 2021), thus guiding the constant port expansion.

The premise for territorial management and administration must be that what occurs in the terrestrial environment mutually influences the marine environment (Van Assche et al., 2020). Therefore, effluents, sediments, and contaminants simultaneously flow into the sea through the river basin and can promote significant changes in the marine environment (Coccossis et al., 1999; Mulazzani & Malorgio, 2017; Nicolodi et al., 2009). Therefore, more recent proposals for marine spatial planning defined in Ehler (2021) as ecosystem-based ocean management, or in Ehler and

## Pernambuco.

Douvere (2009) as a public process of analyzing and allocating the spatial and temporal distribution of human activities in marine areas, tend to assist measures of environmental interaction with anthropic actions (Ehler, 2021), thus assisting port development.

## CONCLUSION

The study area showed a great diversity of species along the coastal platform, even with continuous interference in the environment because of anthropogenic activities in the port. Despite the presence of chelonians as indicators of marine conservation, the port region showed low records of top-of-the-chain individuals, indicating an environmental imbalance caused by constant anthropogenic action.

There is a need for satellite monitoring of endangered species to understand their use of the area and their protection, as well as monitoring the coastal ecosystem to mitigate the growth of degradation in this sensitive environment, exposed to dredging and continuous changes in hydrological flow. However, there is a need for new prospecting in deeper regions to understand the absence of species that commonly use similar regions, since they may have migrated to deeper regions because of port flow, due to their lack of registration in the applied study effort.

## CONFLICT OF INTEREST

Nothing to declare.

## DATA AVAILABILITY STATEMENT

All data sets were generated or analyzed in the current study.

## AUTHORS' CONTRIBUTIONS

**Writing – original draft:** Garciov Filho, E.B.; **Writing – review & editing:** Garciov Filho, E.B., Soares, A.P.C., Branco Nunes, I.S.L., Bezerra, N.P.A.; **Data curation:** Garciov Filho, E.B., Soares, A.P.C., Roque, P.C.G., Fischer, A.F.; **Formal analysis:** Garciov Filho, E.B., Soares, A.P.C., Roque, P.C.G., Fischer, A.F.; **Project administration:** Santos, J.C.P., Oliveira, P.G.V.; **Funding acquisition:** Santos, J.C.P., Oliveira, P.G.V.; **Validation:** Oliveira, P.G.V.; **Final approval:** Garciov Filho.

## FUNDING

Fundação Apolônio Salles de Desenvolvimento Educacional Complexo Industrial Portuário Governador Eraldo Gueiros Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e

Tecnológico 

Grant No: 001/2021 – SUAPE/FADURPE.

## ACKNOWLEDGMENTS

Not applicable.

## REFERENCES

## Pernambuco.

Barbosa, J. M., Deda, M. S., Carvalho, M. F., & Araújo, A. R.

R. (2022). *Catálogo de pescado de Sergipe e adjacências*.

<https://doi.org/10.46732/978-65-00-40745-7>

Batista, L. P. P., Porfírio, A. F., Almeida, C. C., Vasconcelos- Filho, J. I. F., & Feitosa, C. V. (2020). Conservation status of tarpon *Megalops atlanticus* (Actinopterygii: Megalopidae): A systematic review between 2010 and 2019. *Arquivos de Ciências do Mar*, 53(1), 113-125. <https://doi.org/10.32360/acmar.v53i1.43105>

Betito, R. (1999). *Análise comparativa das estratégias de dinâmica populacional entre dois peixes 'r' estrategistas (Jenynsia lineata e Pocilia vivipara) (Cyprinodontiformes), no estuário da Lagoa dos Patos (RS-Brasil)*. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo. <https://repositorio.usp.br/item/001041873>

Bezerra, N. P. A., Corrêa, A. L. T., Hazin, F. H. V., & Garla, R. C. (2022). First use of baited remote underwater video stations to assess fish diversity in the Metropolitan Region of Recife, Northeastern Brazil. *Revista de Biología Tropical*, 70(1), 332-

347. <http://dx.doi.org/10.15517/rev.biol.trop..v70i1.45915>

Bocchi, N., Ferracin, L. C., & Biaggio, S. R. (2000). *Pilhas e Baterias: Funcionamento e Impacto Ambiental*. SBQ. Retrieved from [https://qnint.s bq.org.br/qni/popup\\_visualizarConceito.php?idConceito=45&semFrame=1](https://qnint.s bq.org.br/qni/popup_visualizarConceito.php?idConceito=45&semFrame=1)

Bonaldo, R. M. (2010). *The ecosystem role of Parrotfishes on coral reefs* (Tese de doutorado, James Cook University, Australia).

Brain, M., Bryant, C. W., Clint Pumphrey, C., & Simón, Y. (2023). Battery operation. *HowStuffWorks*. Retrieved from <https://www.howstuffworks.com/battery.htm>

Camhi, M., Fowler, S., Musick, J., Bräutigam, A., & Fordham, S. (1998). *Sharks and their relatives: Ecology and conservation*. Occasional Paper IUCN Species Survival Commission, 39 p.

Cappo, M. E., Harvey, E., & Shortis, M. (2006). *Counting and measuring fish with baited video techniques – an overview*. Australian Society for Fish Biology.

Carvalho, G., Fósse, K. M., & Souza, M. M. (2021). A importância ecológica da conservação das tartarugas marinhas. *Congresso Brasileiro Interdisciplinar em Ciência e Tecnologia*. <https://doi.org/10.29327/143026.2-121>

Castello, J. P. (2010). O futuro da pesca e da aquicultura marinha no Brasil: A pesca costeira. *Ciências do Mar*, 62(3), 1-12.

Cerqueira, N. N. C. D., Rotundo, M. M., Marceniuk, A. P., Cruz, V. P., Foresti, F., & Oliveira, C. (2021). Molecular identification of *Brachygenys* and *Haemulon* species (Perciformes: Haemulidae) from the Brazilian coast. *Neotropical Ichthyology*, 19(2), e200109. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2020-0109>

Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18(1), 117-143. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>

Coccossis, H., Burt, T., & Weide, V. D. J. (1999). *Conceptual framework and planning guidelines for integrated coastal area and river basin management*. SPLIT: PAP/RAC, United Nations

## Pernambuco.

Environment Programme. Retrieved from <http://www.pap-thecoastcenter.org/pdfs/ICARM/Guidelines.pdf>

Coletto, J., Pinho, M. P., & Madureira, L. S. P. (2019). Operational oceanography applied to skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) habitat monitoring and fishing in the southwestern Atlantic. *Fisheries Oceanography*, 28(1), 82-93. <https://doi.org/10.1111/fog.12388>

Conexos (2023). Os 10 maiores portos brasileiros. *Conexos*. Retrieved from <https://www.conexos.com.br/portos-brasileiros-10-maiores/>

Ehler, C. N. (2021). Two decades of progress in marine spatial planning. *Marine Policy*, 132, 104134. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2020.104134>

Ehler, C. N., & Douvère, F. (2009). *Marine Spatial Planning: A step-by-step approach toward ecosystem-based management*. Intergovernmental Oceanographic Commission and Man and the Biosphere Programme, UNESCO. IOC Manual and Guides No. 53, ICAM Dossier No. 6.

Falcão-Filho, C. A. T., Strenzel, G. M. R., & De Paula, F. C. F. (2016). Dados TM aplicados a modelagem da pluma sedimentar na Costa do Cacau, Ilhéus-Bahia, Brasil. *Caminhos de Geografia*, 17(58), 117-135. <https://doi.org/10.14393/RCG175808>

Ferreira, B. P., & Maida, M. (2006). *Monitoramento dos recifes de coral do Brasil* (Série Biodiversidade, 18). Instituto do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis.

Fischer, A. F., Hazin, F. H. V., Correia, F., Viana, D. L., Rego,

M. G., & Lima, C. W. (2009). Biological aspects of sharks caught off the coast of Pernambuco, Northeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 69(4), 1173-1181. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000500013>

Gaston, K. J., & Spicer, J. I. (2004). *Biodiversity: An introduction*

(2nd ed.). Blackwell Publishing Company.

Globalfinprint (2024). *Protocol BRUVS*. Globalfinprint. Retrieved from [https://globalfinprint.org/about/\\_assets/global-finprint-basic-bruvs-protocol.pdf](https://globalfinprint.org/about/_assets/global-finprint-basic-bruvs-protocol.pdf)

Hamann, M., Godfrey, M. H., Seminoff, J. A., Arthur, K., Barata,

P. C. R., Bjørndal, K. A., Bolten, A. B., Broderick, A. C., Campbell, L. M., Carreras, C., Casale, P., Chaloupka, M., Chan, S. K. F., Coyne, M. S., Crowder, L. B., Diez, C. E.,

... & Godley, B. J. (2010). Global research priorities for sea turtles: Informing management and conservation in the 21st century. *Endangered Species Research*, 11(3), 245-

269. <https://doi.org/10.3354/esr00279>

Harvey, E. S., Cappel, M. C., Kendrick, G. A., & McLean, D.

L. (2013). Coastal fish assemblages reflect geological and oceanographic gradients within an Australian zootherm. *PLoS One*, 8(12), e80955. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0080955>

Hazin, F. H. V., Afonso, A. S., Castilho, P. C., Ferreira, L. C., & Rocha, B. C. L. M. (2013). Regional movements of the tiger shark, *Galeocerdo cuvier*, off northeastern Brazil: Inferences regarding shark attack hazard. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 85(3), 1039-1052. <https://doi.org/10.1590/S0001-37652013000300010>

Hazin, F. H. V., Wanderley-Júnior, J. A. M., & Mattos, S. M.

## Pernambuco.

G. (2000). Distribuição e abundância relativa de tubarões no litoral do estado de Pernambuco, Brasil. *Arquivos de Ciências do Mar*, 33(1-2), 33-42. <https://doi.org/10.32360/acmar.v33i1-2.11804>

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) (2011). *Plano de ação nacional para a conservação das tartarugas marinhas*. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade.

Jales, M. C., Feitosa, F. A. N., Koenig, M. L., Bastos, R. B., & Longo, A. F. P. (2013). The reef ecosystem of Serrambi (Pernambuco State, Brazil): Phytoplankton composition. *Arquivos de Ciências do Mar*, 46(2), 27-39.

Lessa, R., Santana, F. M., Rincón, G., Gadig, O. B. F., & El-Deir,

A. C. A. (1999). Biodiversidade de elasmobrânquios do Brasil. *Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira*. Ministério do Meio Ambiente.

Lins-Oliveira, J. E., Garcia-Junior, J., Roque, P. C. G., & Viana,

D. L. (2021). Ciências do mar: Origem, conceitos e fundamentos. In D. L. Viana, J. E. L. Oliveira, F. H. V. Hazin & M. A. C. Souza (Eds.), *Ciências do mar: dos oceanos do mundo ao Nordeste do Brasil* (Vol. 1, pp. 22- 51). Via Design Publicações.

MacNeil, M. A., Chapman, D. D., Heupel, M., Simpfendorfer,

C. A., Heithaus, M., Meekan, M., Harvey, E., Goetze, J., Kiszka, J., Bond, M. E., Currey-Randall, L. M., Speed, C. W., Sherman, C. S., Rees, M. J., Udyawer, V., Flowers K. I., Clementi, G., & Cinner, J. E. (2020). Global status and conservation potential of reef sharks. *Nature*, 583, 801-806. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2519-y>

Magarotto, M., & Costa, M. (2018). A fragilidade dos ecossistemas manguezais com vistas ao modelo de crescimento urbano na cidade do Recife. *Conferência Internacional de Ambiente em Língua Portuguesa* (pp. 1-11). Universidade de Aveiro.

Magarotto, M., Costa, M., Cavalcanti, J., & Oliveira, B. (2020). Recife-Olinda the last frontier: Importance of estuaries and mangroves in urban environments. *Revista Costas*, 2(2), 135-148. <https://doi.org/10.26359/costas.1302>

Mallet, D., & Pelletier, D. (2014). Underwater video techniques for observing coastal marine biodiversity: A review of sixty years of publications (1952–2012). *Fisheries Research*, 154, 44-62. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2014.01.019>

Marques, E. A. T., & Oliveira, L. J. (2016). Mudanças climáticas no nordeste brasileiro e refugiados ambientais. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 9(4), 965-984. <https://doi.org/10.5935/1984-2295.20160066>

Ministério da Pesca e Aquicultura (MPA) (2010). *Boletim Estatístico de Pesca e Aquicultura: Brasil 2008-2009*. MPA.

Ministério da Pesca e Aquicultura (MPA) (2011). *Boletim Estatístico de Pesca e Aquicultura: Brasil 2010*. MPA.

Ministério da Pesca e Aquicultura (MPA) (2012). *Boletim Estatístico de Pesca e Aquicultura: Brasil 2011*. MPA.

Mulazzani, L., & Malorgio, G. (2017). Blue growth and ecosystem services. *Marine Policy*, 85, 17-24. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.08.006>

## Pernambuco.

Nassongole, B. A. F., Silva, I. M., & Morgado, F. (2019). Composição, abundância e diversidade de peixes recifais dentro e fora do Santuário Marinho de Vamizi (Nordeste Moçambique). *CAPTAR*, 8(1), 97-108. <https://doi.org/10.34624/captar.v8i1.3807>

Nicolodi, J. L., Zamboni, A., & Barroso, G. F. (2009). Gestão integrada de bacias hidrográficas e zonas costeiras no Brasil: Implicações para a região hidrográfica amazônica. *Revista da Gestão Costeira Integrada*, 9(2), 9-32. <https://doi.org/10.5894/rgci115>

Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., O'Hara, R., Solymos, P., Stevens, M., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B.,

Borcard, D., Carvalho, G., ... & Weedon, J. (2024). *vegan: Community ecology package* (R package version 2.6-8). Retrieved from <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

Oliveira, D. S. D. (2012). *Acompanhamento da colonização e ocupação ictiofaunística do rebocador Walsa intencionalmente naufragado no litoral do Estado de Pernambuco, Brasil*. Master's thesis, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. <http://www.tede2.ufrpe.br:8080/tede2/handle/tede2/6272>.

Pereira, M. A. M. (2000). *A review on the ecology, exploitation and conservation of reef fish resources in Mozambique*. MICOA.

Pereira, M. E. G. S., Cañete, V. R., & Palheta, M. K. S. (2020). Contribuição dos atores da pesca para a bioecologia do Camurim *Centropomus undecimalis* (CENTROPOMIDAE – PERCIFORMES) capturado no litoral Amazônico brasileiro. *Research, Society and Development*, 9(10), e4119108691. <https://doi.org/10.33448/rsd-v9i10.8691>

Pet, J. S., Mous, P. J., Rhodes, K., & Green, A. (2006). *Introduction to monitoring of spawning aggregations of three grouper species from the IndoPacific*. Nature Conservancy Coral Triangle Center.

Pinheiro, I. E. G., & Castello, J. P. (2010). Caracterização e comparação da abundância e diversidade de peixes recifais em diferentes enseadas da ilha do Arvoredo: Considerações sobre a “reserva biológica marinha (REBIOMAR) do Arvoredo”. *Atlântica*, 32(2), 127-140. <https://doi.org/10.5088/atl.2010.32.2.127>

Pinto, Y. T. T. (2023). *Dos rios ao mar: Estudos de genética e conservação de raias (Batoidea, Elasmobranchii) neotropicais*. Master's thesis, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. <http://repositorio.ufc.br/handle/riufc/73909>

Prearo Junior, P. S. R., Silveira, B. A., Dantas, P. R., & Aranha,

I. S. L. S. P. M. L. (2021). Municipal coastal management and national policy for the conservation and sustainable use of the Brazilian marine biome: A critical analysis. *Revista Costas*, (2), 511-524. <https://doi.org/10.26359/costas.e2321>

Quinn, N. J., & Kojis, B. L. (1981). The lack of changes in nocturnal estuarine fish assemblages between new and full moon phases in Serpentine Creek, Queensland. *Environmental Biology of Fishes*, 6(2), 213-218. <https://doi.org/10.1007/BF00002786>

R Core Team (2022). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Retrieved from <https://www.R-project.org/>

Reis-Filho, J. A., Nunes, L. D. C., Menezes, B. L., & Souza, G.

## Pernambuco.

B. G. (2010). Variação espaço-temporal e efeito do ciclo lunar na ictiofauna estuarina: Evidências para o estuário do Rio Joanes – Bahia. *Biotemas*, 23(2), 111-122. <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2010v23n2p111>

Reis-Filho, J. A., Schmid, K., Harvey, E. S., & Giarrizzo, T. (2019). Coastal fish assemblages reflect marine habitat connectivity and ontogenetic shifts in an estuary-bay-continental shelf gradient. *Marine Environmental Research*, 148, 57-66. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2019.05.004>

Rolim, F. A., Langlois, T., Rodrigues, P. F. C., Bond, T., Motta,

F. S., Neves, L. M., & Gadig, O. B. F. (2019). Network of small no-take marine reserves reveals greater abundance and body size of fisheries target species. *PLoS One*, 14(1), e0204970. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0204970>

Rooker, J. R., & Dennis, G. D. (1991). Diel, lunar and seasonal changes in a mangrove fish assemblage off southwestern Puerto Rico. *Bulletin of Marine Science*, 49(3), 684- 698. Retrieved from <https://www.ingentaconnect.com/contentone/umrsmas/bullmar/1991/00000049/00000003/art00002>

Sampaio, C. L. S., & Nottingham, M. C. (2008). *Guia para identificação de peixes ornamentais* (Vol. 1). IBAMA. Santana-Garcon, J., Braccini, M., Tim, J., Langlois, T. J., Newman,

S. J., McAuley, R. B., & Harvey, E. S. (2014). Calibration

of pelagic stereo-BRUVs and scientific longline surveys for sampling sharks. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(8), 824-833. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12216>

Sarmiento, A. M. S. (2013). *Determinação de pesticidas organoclorados em tecidos de tartarugas-verdes (Chelonia mydas) provenientes da costa sudeste do Brasil: Estudo da ocorrência em animais com e sem fibropapilomatose*. Master's thesis, Universidade de São Paulo, São Paulo. <https://doi.org/10.11606/D.10.2013.tde-16072014-151420>

Scherer, M., & Nicolodi, J. L. (2021). Land-sea interactions: Contributions of the Brazilian Coastal Management Program to marine spatial planning. *Revista Costas*, (2), 253-272. <https://doi.org/10.26359/costas.e1221>

Schilling, A. C., & Batista, J. L. F. (2008). Suficiência amostral em florestas tropicais. *Revista Brasileira de Botânica*, 31(1), 179-187.

Schmid, K., & Giarrizzo, T. (2019). More than fish – The potential of baited remote underwater video to assess freshwater herpetofauna and dolphins. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, 166(1), 1-7. <https://doi.org/10.1635/053.166.0117>

Schmid, K., Reis-Filho, J. A., Harvey, E. S., & Giarrizzo,

T. (2017). Vídeo subaquático remoto com isca como uma ferramenta não destrutiva promissora para avaliar assembleias de peixes em rios amazônicos de águas claras: Testando o efeito da isca e do tipo de habitat. *Hidrobiologia*, 784, 93-109. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2860-1>

Schmid, K., Silva, F. R. M., Santos, B. J. V., Bezerra, N. P. A., & Garla, R. C. (2020). First fish fauna assessment in the Fernando de Noronha Archipelago with BRUVs: Species catalog with underwater imagery. *Biota Neotropica*, 20(4), e20201014. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2020-1014>

## Pernambuco.

Secretaria de Meio Ambiente (SEMAS) (2023). *CEMIT Estatística*. SEMAS. Retrieved from <https://semas.pe.gov.br/wp-content/uploads/2023/04/Estatisticas-67-Cont-10-Noronha.pdf>

Silva, A. Z., Bornatowski, H., & Domit, C. (2023). A atividade pesqueira artesanal e suas interações com a megafauna marinha: Implicações para a conservação de espécies ameaçadas. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 61, 213-241. <https://doi.org/10.5380/dma.v61i0.80221>

Silva, I. (2023). *O uso de drones na quantificação de tartarugas marinhas na APA Costa dos Corais - AL*. Bachelor's thesis, Universidade Federal de Alagoas, Maceió. <http://www.repositorio.ufal.br/jspui/handle/123456789/11273>

Sousa, R. S. (2024). *Avaliação da capacidade de suporte operacional de área de despejo de dragagem portuária no Complexo Estuarino de São Marcos*. Master's thesis, Universidade Federal do Maranhão, São Luís. <https://tedebc.ufma.br/jspui/handle/tede/5454>

Suape (2023). Clima: Porto de Suape. Retrieved from <https://www.suape.pe.gov.br/pt/meio-ambiente>

Trobbiani, G. A., Wysiecki, A. M., Bovcon, N. D., & Irigoyen, A. J. (2021). Using BRUVS to describe the fish assemblage and its seasonality in two shallow marine inlets within protected areas of Patagonia, Argentina. *Ecología Austral*, 31(1), 170-181. <https://doi.org/10.25260/EA.21.31.1.0.1152>

Van Assche, K., Hornidge, A., Schlüter, A., & Vaidianu, N. (2020). Governance and the coastal condition: Towards new modes of observation, adaptation and integration. *Marine Policy*, 112, 103413. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2019.01.002>

Whitmarsh, S. K., Fairweather, P. G., & Huveneers, C. (2016). What is Big BRUVver up to? Methods and uses of baited underwater video. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, v. 27, p. 53-73. <https://doi.org/10.1007/s11160-016-9450-1>

#### **4 - Análise espacial multivariada da distribuição da ictiofauna em uma zona portuária de Pernambuco, Nordeste do Brasil.**

##### **4.1 - Introdução**

Compreender o uso dos ambientes pelas espécies marinhas tem sido fundamental para a humanidade desde os primórdios, tendo em vista que são reconhecidas áreas de agregação de espécies em habitats costeiros específicos devido a sua produtividade. Com a evolução dos adventos tecnológicos impulsionados principalmente pela indústria bélica, novos equipamentos possibilitaram a exploração de áreas antes inacessíveis, permitindo descobertas significativas sobre a relação das espécies com diferentes ambientes marinhos (Tittensor, Mora, Jetz et al., 2010).

Nesse sentido, junto com a melhor compreensão sobre a distribuição e abundância das espécies, houveram também incrementos na exploração dos recursos pesqueiros, resultando no declínio populacional de diversas espécies, o que repercute no aumento da vulnerabilidade da biodiversidade marinha e dos seus habitats. Além da sobrepesca, o crescimento urbano e industrial tem intensificado a degradação dos ecossistemas marinhos, afetando sua capacidade de regular parâmetros abióticos em escala global. O ambiente marinho desempenha um papel essencial na

manutenção do equilíbrio climático, fornecendo oxigênio e recursos naturais para o planeta. (Ribeiro, 2019; FUNDAJ, 2021; Melo, 2023).

Para enfrentar os desafios relacionado a conservação das espécies frente aos diferentes impactos antrópicos, o geoprocessamento tem sido amplamente utilizado como ferramenta essencial para o monitoramento e conservação dos recursos marinhos (Rios and Germani, 2013). Organizações intergovernamentais, como a Comissão de Pescas do Pacífico Ocidental e Central (WCPFC) e a Comissão Internacional para a Conservação do Atum do Atlântico (ICCAT), têm incorporado a metodologia de geoprocessamento em seus programas de gestão pesqueira e avaliação ambiental (ICCAT, 2023). A compreensão do uso espacial e sua modelagem é crucial para a formulação de medidas de manejo eficazes para as capturas dos indivíduos, visto que os estoques pesqueiros são frequentemente compartilhados entre diferentes jurisdições e atravessam barreiras geográficas durante seus ciclos migratórios (Schroeder e Castello, 2007; Valbo-Jørgensen et al., 2008).

No Brasil, a espacialização da ictiofauna tem sido utilizada como subsídio para a implementação de medidas de mitigação e manejo de espécies impactadas por atividades antrópicas (Tomé et al., 2012). A sobreposição das áreas de degradação ambiental com os habitats críticos de espécies de interesse tem evidenciado a necessidade de aprimorar estratégias de conservação. Para isso, métodos de monitoramento não letais vêm sendo cada vez mais difundidos, visando minimizar impactos sobre populações vulneráveis e mitigar os riscos de extinção.

Entre as metodologias inovadoras, o uso do *Baited Remote Underwater Video* (BRUVS) tem se popularizado como uma alternativa eficiente para o levantamento de fauna e caracterização de habitats. Esse método destaca-se por sua acessibilidade financeira, facilidade operacional e por permitir a coleta de dados sem a necessidade da presença de mergulhadores no ambiente avaliado, reduzindo assim interferências antrópicas e eliminando a necessidade de captura dos organismos (Trobbiani et al., 2021). Somado a isso, no que tange a avaliação da ocupação das espécies em uma determinada área, o uso dos BRUVS permite um maior número de amostragem em escala temporal quando comparado a outros métodos de pesquisa, uma vez que vários equipamentos podem ser implantados concomitantemente na área de estudo.

O BRUVS tem sido amplamente aplicado para o monitoramento de espécies ameaçadas de extinção e em ambientes sensíveis, como Áreas de Proteção Ambiental (APA). Estudos recentes indicam sua eficiência para estimar a abundância relativa e a diversidade marinha, além de fornecer informações sobre padrões de uso de habitat e deslocamento populacional (Reis-Filho, 2019; MacNeil et al., 2020). No Brasil, a aplicação dessa metodologia tem crescido significativamente, sendo utilizada para análises em diversos ecossistemas, incluindo rios amazônicos (Schmid et al.,

2017), a fauna aquática da região amazônica (Schmid e Giarrizzo, 2019), peixes do Arquipélago de Fernando de Noronha (Schmid et al., 2020) e a conectividade entre habitats marinhos na Baía de Todos os Santos (Reis-Filho et al., 2019; Rolim, 2019).

Na região Nordeste, o BRUVS também foi empregado para avaliar a diversidade de espécies na zona costeira de Recife (Bezerra, 2022), estabelecendo um marco espacial para a região amostrada, essa região que sofre há mais de quatro décadas com impactos ambientais severos, resultantes do crescimento urbano desordenado, poluição industrial, turismo intensivo e pesca predatória (Castello, 2010; Jales et al., 2013). Pernambuco tem sido alvo de diversas políticas de desenvolvimento econômico e expansão industrial, como os programas instituídos pelos Decretos nº 15.750/1992 e nº 6.025/2007, que impulsionaram a modernização urbana, mas também agravaram problemas como assoreamento de mangues, redução de áreas alagadas e aumento do lançamento de efluentes nos corpos hídricos (Magarotto e Costa, 2018; Magarotto, 2020).

Outro ponto crítico de degradação ambiental no estado de Pernambuco é a zona portuária do Complexo Portuário Industrial de Suape (CPIS), localizada nos municípios de Cabo de Santo Agostinho e Ipojuca. O CPIS representa um dos principais polos industriais do Nordeste e uma das infraestruturas logísticas mais importantes do Brasil (Conexos, 2022). Contudo, as contínuas transformações da paisagem costeira, decorrentes das operações portuárias e industriais, têm modificado significativamente a geografia emersa e submersa da região (SUAPE, 2023). Apesar de sua relevância econômica, ainda há carência de estudos que avaliem a biodiversidade marinha na área portuária e os impactos das atividades antrópicas sobre esse ecossistema.

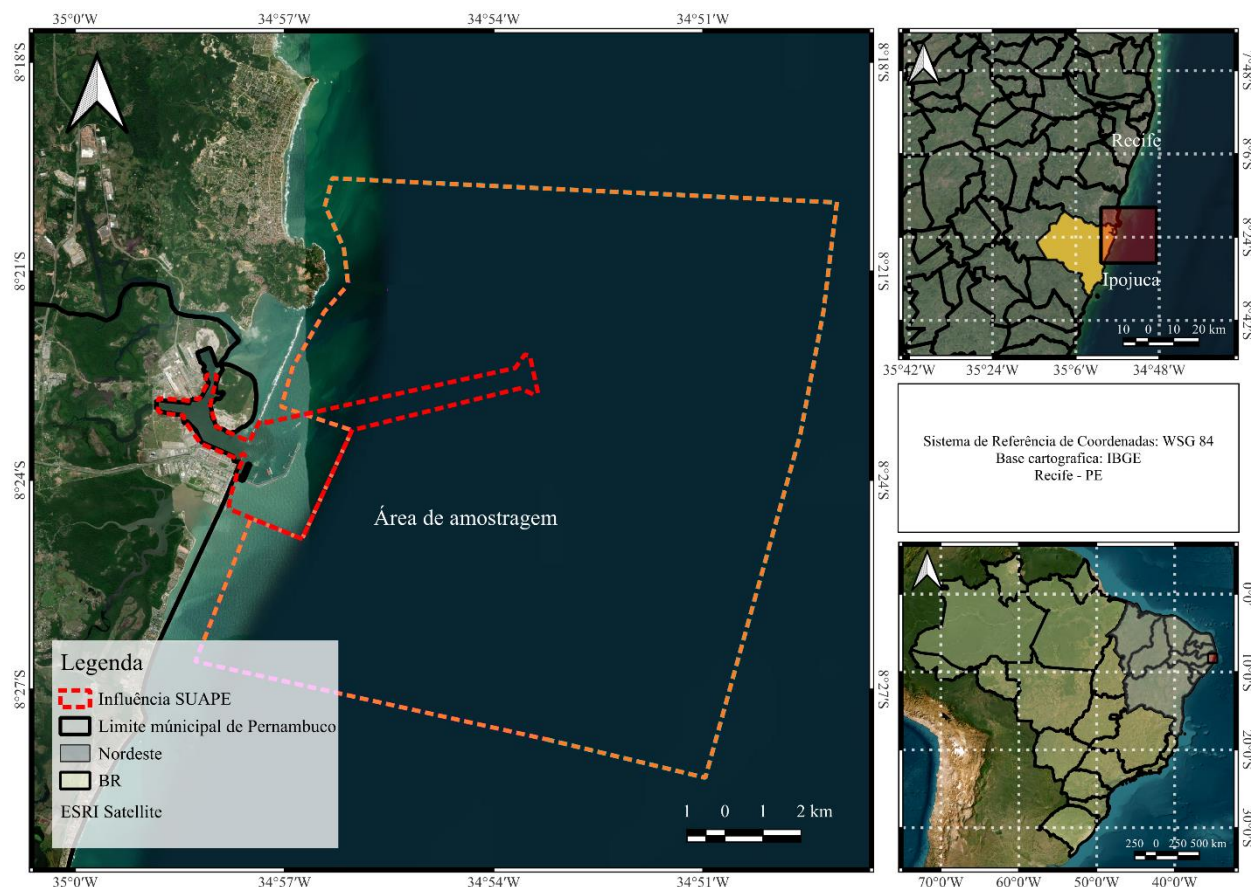
A compreensão espacial detalhada das interações entre as atividades industriais e a biodiversidade marinha é essencial para subsidiar estratégias de manejo e mitigação. Ecossistemas costeiros desempenham funções ecológicas críticas, servindo como áreas de desova, berçários e locais de alimentação para diversas espécies, além de possuírem alta interdependência ecológica e complexidade biológica (Ferreira e Maida, 2006; Jales et al., 2013). Nesse contexto, o presente estudo teve como objetivo identificar os dados abióticos e biológicos espacialmente, dentro da área de atuação do CPIS, utilizando a metodologia de BRUVS, para a compreensão da sobreposição da atividade portuária com o ciclo biológico das espécies que utilizam essa região costeira de Pernambuco, contribuindo para o entendimento da biodiversidade local e fornecendo subsídios científicos para o desenvolvimento de políticas de conservação marinha e gestão sustentável dos recursos pesqueiros.

## 4.2 Material e métodos

### 4.2.1 - Área de estudo

O estudo foi conduzido no entorno do Complexo Portuário Industrial de Suape (CPIS), localizado ao sul da Região Metropolitana do Recife, no estado de Pernambuco, Brasil ( $08^{\circ}23'41,2''$  S -  $034^{\circ}57'09,6''$  O). O CPIS é o segundo maior porto industrial do Nordeste e desempenha um papel estratégico na economia regional, sendo um centro logístico de grande relevância nacional.

As amostragens foram realizadas em uma área de 180,97 km<sup>2</sup>, abrangendo os municípios de Cabo de Santo Agostinho e Ipojuca, incluindo a zona de fundeio das embarcações que operam no CPIS (Figura 9). A região apresenta um clima tropical úmido, com temperatura média anual de 25°C e precipitação anual superior a 2000 mm, concentrada entre os meses de abril e julho (SUAPE, 2023). O CPIS está inserido na segunda maior bacia hidrográfica de Pernambuco, responsável pelo abastecimento industrial, agropecuário e urbano. Os ventos predominantes são de leste e sudeste, com variações sazonais para nordeste. O regime de marés é semidiurno, apresentando variações médias de 2,04 metros em sizígia e 0,91 metros em quadratura (SUAPE, 2023).



**Figure 9.** Mapa da área de estudo no Complexo Portuário Industrial de Suape (CPIS), Pernambuco, Brasil.

O mapa principal apresenta a localização da área de estudo, delimitando as regiões influenciadas pelo porto e as áreas de amostragem. A área de influência do porto está destacada em laranja tracejado, representando a zona diretamente impactada pelas atividades portuárias, com as atividades de fundeio e tráfego aduaneiro, além do bota fora de dragagens estuarinas, sendo assim realizadas as expedições oceanográficas para aquisição de dados desse ambiente para entender a interação das espécies com a atividade portuária. A área vermelha é o canal de navegação das embarcações não sendo permitido nenhum tipo de amostragem.

#### 4.2.2 - Coletas e análises

As coletas de dados foram realizadas no âmbito do Projeto de Pesquisa e Monitoramento da Megafauna Marinha na Área Portuária de Suape – MEGAMAR Prof. Fábio Hazin. As expedições ocorreram entre julho de 2021 e outubro de 2022, totalizando 50 expedições, com cada expedição prospectando 16 pontos amostrais ao longo das quatro diferentes fases lunares. Os pontos de amostragem foram selecionados de forma randomizada utilizando o software ArcGIS 10.8, totalizando 800 pontos georreferenciados ao longo do estudo, respeitando o limite de 1 km de distância entre os pontos. A metodologia aplicada seguiu os protocolos descritos pelo Global FinPrint (<http://globalfinprint.org>), visando a aquisição de vídeos subaquáticos através de BRUVS.

No momento do lançamento dos BRUVs, foram coletados parâmetros abióticos essenciais para caracterização do ambiente marinho. As variáveis ambientais registradas incluíram porcentagem de cobertura de nuvens (a média empírica visual de 4 observadores visuais), transparência da água (Disco de Secchi), profundidade (Ecossonda) e temperatura da superfície do mar (multiparametro), além dos dados públicos (pluviometria, velocidade dos ventos e temperatura de superfície marinha) da estação de meteorologia da Agência Pernambucana de Águas e Clima – APAC, situada na região do CIPS (APAC, 2024).

Os BRUVS utilizados consistiam em uma estrutura metálica tubular de formato trapezoidal, equipada com uma haste frontal que sustenta uma caixa de isca. Na extremidade superior da estrutura, foram acoplados equipamentos eletrônicos de captação de vídeo em 4K, garantindo alta resolução para a identificação da fauna marinha (Malleta e Pelletier, 2014; Whitmarsh et al., 2016; Cappo et al., 2003;2006). Para maximizar a atração dos organismos ao campo de visão das câmeras, foi utilizada a espécie *Scomber colias* como isca, devido à liberação de lipídios que formam uma pluma atrativa para predadores e demais espécies de interesse ecológico.

Cada unidade BRUVS permaneceu submersa por 90 minutos, período padronizado para capturar o máximo de atividade biológica no ambiente. Os pontos de amostragem foram

distribuídos em um gradiente de profundidade variando de 1,4 a 32,0 metros, permitindo avaliar a influência desse fator na composição da comunidade ictiológica (Whitmarsh et al., 2016; Reis-Filho et al., 2019).

A identificação das espécies foi realizada ao menor nível taxonômico possível, utilizando-se manuais de identificação e catálogos de espécies tropicais (Sampaio e Nottingham, 2008; Cerqueira et al., 2021; Barbosa et al., 2022). Adicionalmente, foi verificado o status de conservação de cada espécie com base na Lista Vermelha da International Union for Conservation of Nature (IUCN), categorizando-as como: Pouco Preocupante (LC), Quase Ameaçada (NT), Vulnerável (VU), Em Perigo (EN), Criticamente em Perigo (CR) ou Dados Insuficientes (DD).

A abundância absoluta das espécies foi quantificada pelo número máximo de indivíduos registrados simultaneamente em um mesmo frame de vídeo ( $N_{max}$ ). Para determinar a abundância relativa, foi calculado o  $N_{max}$  por unidade de tempo de observação ( $MaxN\ h^{-1}$ ), permitindo a identificação das espécies e famílias mais representativas ao longo do estudo (MacNeil et al., 2020). As cinco famílias e espécies com maior abundância relativa foram destacadas para análise detalhada.

A influência das variáveis ambientais foi testada considerando os seguintes fatores explicativos em relação a abundância relativa: precipitação, cobertura de nuvens, profundidade, temperatura, rajada de vento e visibilidade da água. Para assegurar a normalidade dos dados e minimizar a assimetria, foi aplicada radiciação quadrática antes da execução das análises estatísticas (Clarke e Warwick, 2001). Foi realizada a matriz de correlação Pearson, para medir o grau de relação linear entre cada par de variáveis, utilizando o *Minitab Statistical Software*.

A Análise de Correspondência Canônica - CCA foi utilizada para a composição das espécies em função dos fatores abióticos, permitindo identificar quais variáveis ambientais explicam melhor a variação na diversidade ictiológica. Essa abordagem é particularmente útil para dados de abundância que apresentam dispersão elevada, fornecendo insights sobre possíveis agrupamentos de espécies em relação aos fatores ambientais (Ter Braak e Prentice, 1988).

Foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA) com Overlay da Composição de Espécies para sintetizar a variabilidade dos fatores abióticos em componentes principais, reduzindo a dimensionalidade dos dados e facilitando a visualização de padrões ambientais. Posteriormente, sobrepôs-se a composição de espécies ao gráfico da PCA para verificar se há agrupamentos visíveis que possam ser testados estatisticamente (Legendre e Legendre, 2012).

Para a visualização da similaridade entre abundância relativa e fatores ambientais, foi aplicado o método de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (nMDS) e Análise de Similaridade (ANOSIM) nMDS (Non-Metric Multidimensional Scaling). Esse método permite

representar graficamente as distâncias entre amostras, revelando padrões estruturais dentro dos dados (Kruskal, 1964). Complementarmente, utilizou-se a ANOSIM (Análise de Similaridade) para testar estatisticamente as diferenças entre grupos ambientais. Esse teste de permutação gera um índice R, que indica a força da separação entre grupos e sua significância estatística (Clarke, 1993).

Foi realizada a análise Distance-Based Linear Model (DistLM) DistLM (Distance-based Linear Model) para explorar a relação entre as variáveis preditoras (fatores abióticos) e a matriz de distância para os valores da abundância relativa. Esse modelo ajusta relações lineares entre as variáveis ambientais e a diversidade ictiológica, permitindo quantificar a contribuição relativa de cada fator na explicação das diferenças entre amostras (McArdle e Anderson, 2001). A DistLM é particularmente útil quando usada em conjunto com o escalonamento multidimensional (MDS - *Multidimensional Scaling*) técnica estatística usada para representar graficamente a similaridade ou dissimilaridade entre objetos ou amostras em um espaço de menor dimensão, geralmente bidimensional (MDS1 e MDS2). O MDS, permite uma análise mais detalhada dos fatores que influenciam a estrutura das comunidades marinhas.

Para avaliar a distribuição espacial da fauna em função da variação dos fatores ambientais, foi utilizada a Estimativa de Densidade Kernel (KDE), uma técnica estatística não paramétrica que permite mapear a probabilidade de ocorrência das espécies na área estudada. Esse método possibilita a identificação de “*hotspots*” de biodiversidade, comparando diferentes áreas e condições ambientais (Silverman, 1986).

A escolha da largura de banda do Kernel foi otimizada para garantir um equilíbrio entre suavização e precisão espacial, assegurando que os padrões apresentados refletissem corretamente a realidade ecológica. A espacialização dos dados foi realizada por meio de Sistemas de Informações Geográficas (SIG) utilizando o software QGIS, permitindo a integração das análises estatísticas e geoespaciais para uma interpretação mais abrangente dos dados (Hijmans et al., 2017).

O índice de Shannon, foi utilizado para determinar a diversidade de espécies em uma comunidade, considerando o número de espécies presentes e a distribuição de indivíduos entre elas, forma simples e efetiva de medir a diversidade biológica. Desta forma calculando o número de indivíduos amostrados da *i*-ésima espécie, o número total de indivíduos amostrados e o número total de espécies amostradas.

#### 4.3 Resultados

Durante o período de julho de 2021 a outubro de 2022, foram registradas um total de 1.185 horas de vídeos subaquáticos, abrangendo tanto a estação seca (agosto a fevereiro), caracterizada pelos menores índices pluviométricos, quanto a estação chuvosa (março a julho), com os maiores registros de precipitação, registrando máximo de 727,46 mm e mínimo de 25,76 mm por mês.

A temperatura da superfície do mar (TSM) variou entre 24,4°C e 31,5°C, refletindo as variações sazonais características da região. A proximidade com os trópicos confere à área de estudo uma alta cobertura de nuvens, com registros variando entre 0% e 100% ao longo do período analisado com média de 50%.

A correlação entre os fatores abióticos demonstrou interações significativas entre as variáveis ambientais (Figura 10). A TSM apresentou uma correlação negativa com as rajadas de vento (-0,53), indicando que períodos de ventos mais intensos estavam associados a temperaturas mais baixas. A precipitação demonstrou correlação positiva com profundidade (0,37) e rajadas de vento (0,42), o que pode estar relacionado ao efeito de plumas fluviais e mudanças na salinidade das camadas superficiais. Além disso, a cobertura de nuvens teve uma relação positiva moderada com a precipitação (0,26), reforçando sua influência indireta na disponibilidade de luz e, consequentemente, na estrutura da fauna marinha observada.

A análise espacial da temperatura da superfície do mar (TSM) na área do Complexo Portuário Industrial de Suape (CPIS) revelou uma variação significativa dos valores térmicos, influenciando a distribuição da ictiofauna registrada nos pontos de amostragem. A temperatura variou entre 24,8°C e valores superiores a 27,2°C, com um gradiente térmico bem definido na região (Figura 14).

Os vídeos subaquáticos foram registrados em profundidades que variaram entre 1,4 e 32,0 m, abrangendo uma diversidade de habitats marinhos na área portuária. Durante as análises, foram identificadas sete subclasses taxonômicas, incluindo Asteroidea, Coleoidea, Discomedusae, Eumalacostraca, Teleostei, Elasmobranchii e Reptilia, totalizando 118 táxons distintos e um total de 16.639 indivíduos registrados ao longo das amostragens. A análise da composição da fauna revelou que as famílias Carangidae, Haemulidae, Lutjanidae, Clupeidae e Serranidae foram as mais abundantes de peixes na área amostrada, representando uma parcela significativa da biomassa registrada nos vídeos subaquáticos.

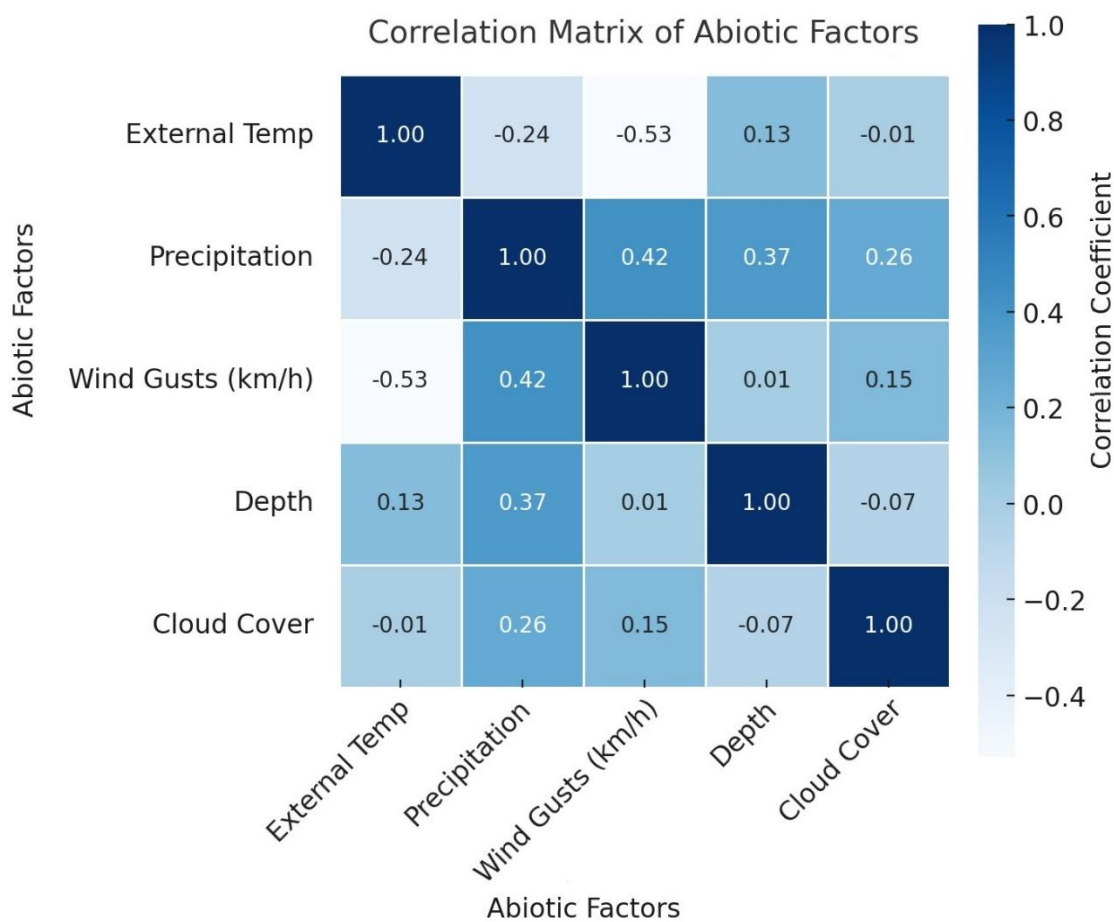
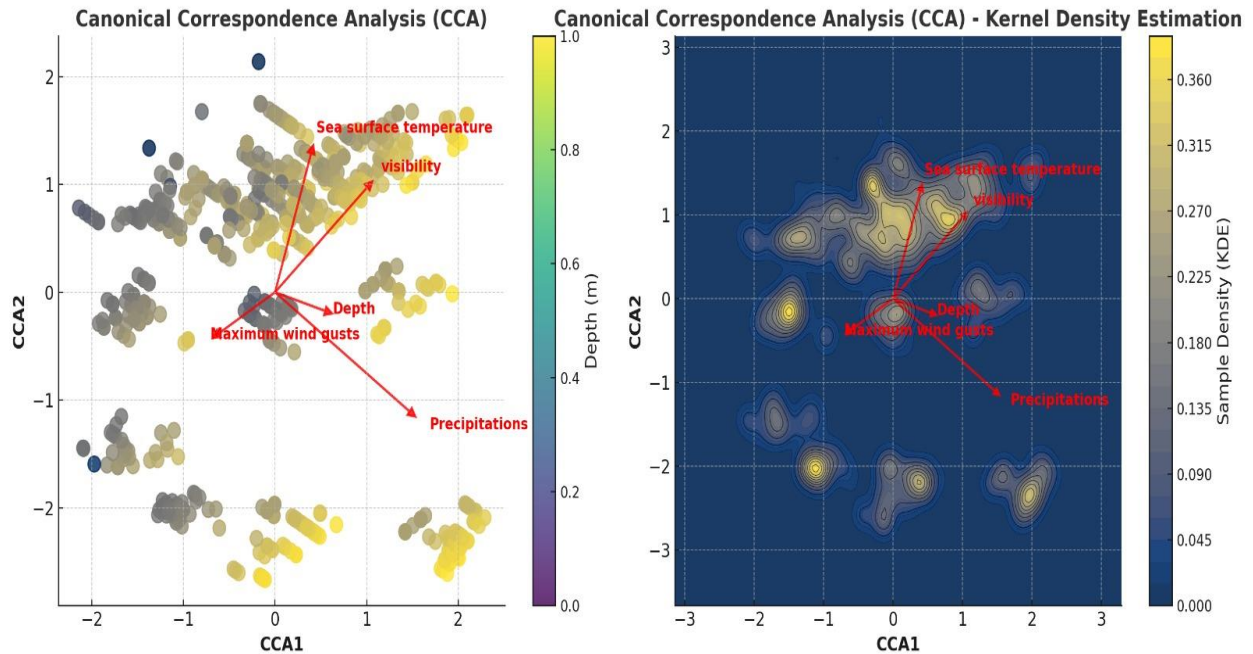


Figure 10. Matriz de correlação entre fatores abióticos na área do Complexo Portuário Industrial de Suape (CPIS). Os coeficientes de correlação variam de -1 a 1, representando a força e a direção das relações entre temperatura externa, precipitação, rajadas de vento (km/h), profundidade e cobertura de nuvens. A intensidade da cor azul indica a magnitude da correlação, onde tons mais escuros representam correlações mais fortes.

As análises multivariadas revelaram padrões distintos de agregação das espécies em função das variáveis ambientais, a análise de correspondência canônica (CCA) demonstrou que a distribuição da ictiofauna estava fortemente associada à temperatura da superfície do mar, visibilidade da água, profundidade e precipitação. O primeiro eixo da CCA evidenciou a influência predominante da temperatura e da visibilidade, enquanto o segundo eixo destacou a profundidade e as rajadas máximas de vento como fatores determinantes (Figura 11A). A modelagem espacial baseada na Estimativa de Densidade Kernel (KDE) revelou a existência de “hotspots” de biodiversidade em áreas onde a temperatura da superfície do mar e a visibilidade da água foram mais elevadas (Figura 11B). Além disso, a precipitação demonstrou um impacto na distribuição de determinadas espécies, indicando que as condições ambientais sazonais desempenham um papel relevante na estruturação da comunidade marinha.



**Figure 11A.** Análise de Correspondência Canônica (CCA) demonstrando a relação entre fatores abióticos e a composição da ictiofauna na área do Complexo Portuário Industrial de Suape (CPIS). Os vetores vermelhos indicam a direção e magnitude das variáveis ambientais, enquanto a coloração dos pontos representa a profundidade das amostras, variando de tons roxos (menor profundidade) a amarelos (maior profundidade). **Figura 11B.** Modelagem espacial da CCA utilizando Estimativa de Densidade Kernel (KDE) para identificar padrões de distribuição das amostras em relação aos fatores ambientais. A densidade amostral é representada pelo gradiente de cores, variando de azul escuro (menor densidade) a amarelo (maior densidade).

A Análise de Componentes Principais (PCA) indicou que os dois primeiros componentes explicaram 75,89% da variabilidade total nos fatores ambientais. O primeiro componente, responsável por 43,93% da variação, esteve associado principalmente à temperatura da superfície do mar, visibilidade e precipitação, enquanto o segundo componente, que explicou 31,96%, refletiu a influência da profundidade e das rajadas máximas de vento (Figura 12A). A sobreposição da composição de espécies aos eixos da PCA revelou a existência de agrupamentos distintos, indicando que algumas espécies respondem de maneira diferenciada às variações ambientais (Figura 12B). Esses achados sugerem que a ictiofauna do Complexo Portuário Industrial de Suape apresenta padrões ecológicos influenciados por múltiplas variáveis, com algumas espécies mais associadas a condições ambientais específicas.

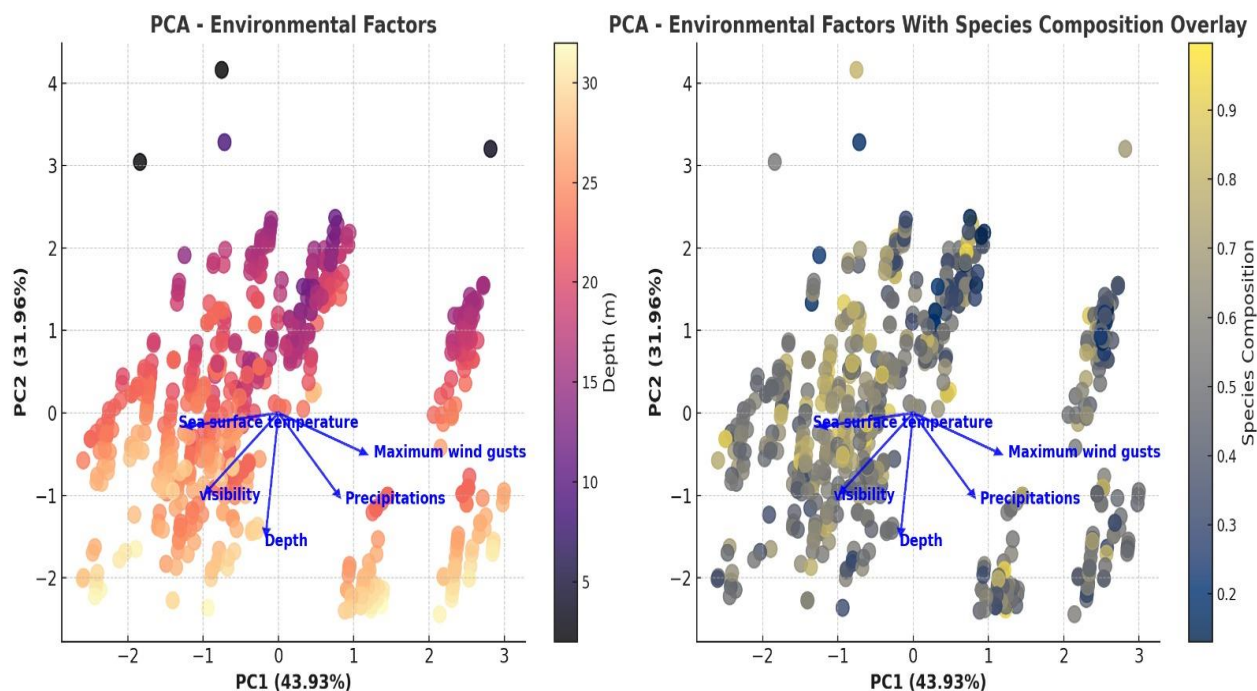
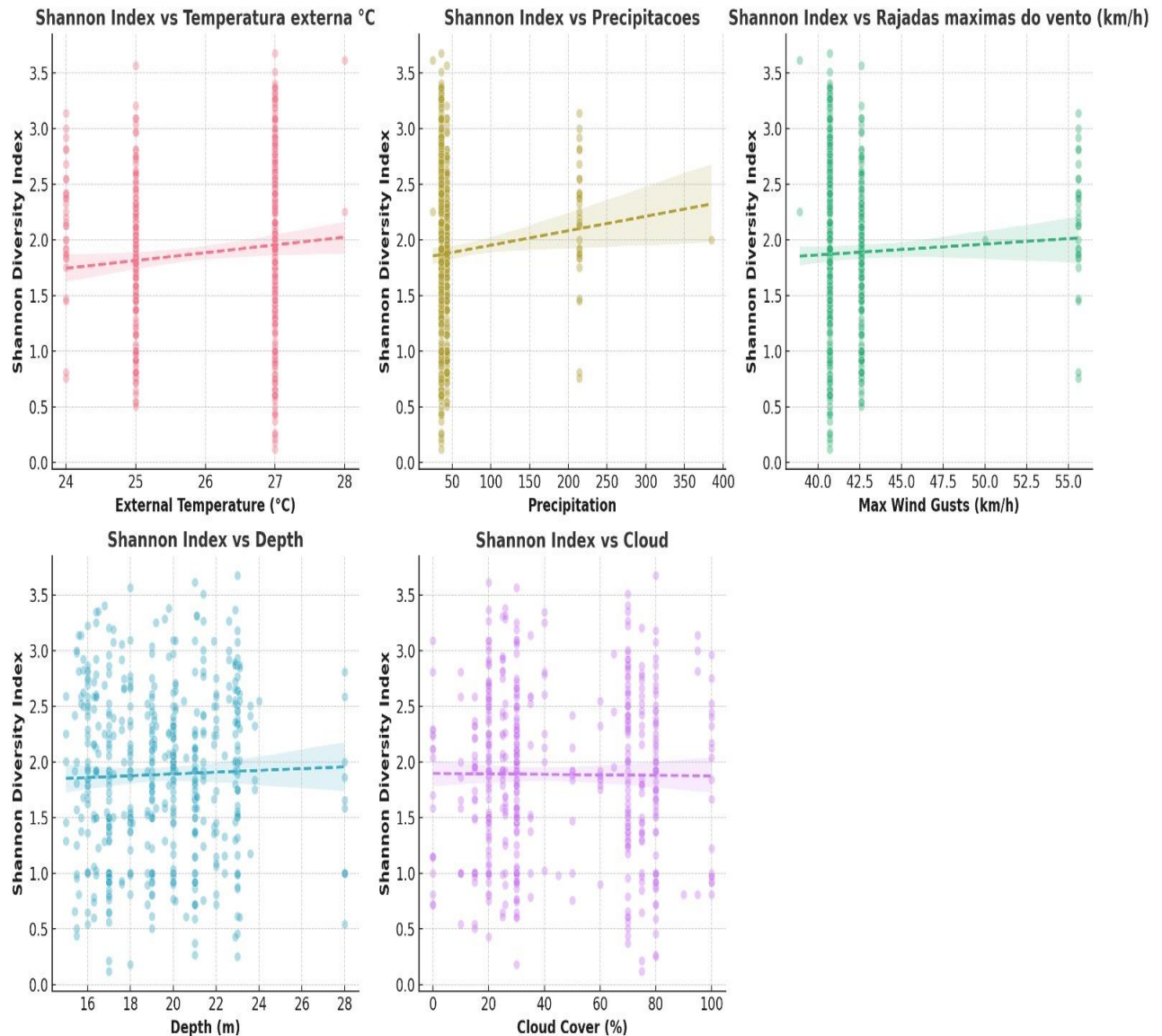


Figure 12A Análise de Componentes Principais (PCA) dos fatores ambientais na área do Complexo Portuário Industrial de Suape (CPIS). Os vetores azuis indicam a influência das variáveis ambientais, enquanto os pontos são coloridos de acordo com a profundidade das amostras, variando de roxo (águas mais rasas) a amarelo (águas mais profundas). Figura 12B. PCA com sobreposição da composição ictiológica, destacando os agrupamentos de espécies em relação aos fatores ambientais. O gradiente de cores representa a distribuição relativa das espécies, variando de azul escuro (menor abundância) a amarelo (maior abundância).

A relação entre o Índice de diversidade de Shannon e os fatores abióticos demonstrou tendências variadas (Figura 13). A precipitação apresentou uma correlação positiva com a diversidade, sugerindo que maiores volumes de precipitação estavam associados a um aumento na diversidade de espécies, possivelmente devido ao incremento da produtividade primária e à disponibilidade de nutrientes. A profundidade também apresentou uma tendência positiva em relação à diversidade, indicando que habitats mais profundos podem oferecer maior estabilidade ambiental e disponibilidade de microhabitats, favorecendo a manutenção de uma diversidade mais elevada. Em contrapartida, a TSM e a cobertura de nuvens não demonstraram efeitos significativos sobre a diversidade ictiológica, enquanto as rajadas máximas de vento tiveram uma influência pouco expressiva na variação da composição das espécies.



**Figure 13** Relação entre o Índice de Diversidade de Shannon e os fatores ambientais. Cada gráfico representa a correlação entre a diversidade de espécies e uma variável abiótica específica, com a linha tracejada indicando a tendência ajustada aos dados. A coloração dos pontos varia de acordo com a intensidade da variável analisada.

Os resultados obtidos a partir das análises espaciais dos fatores ambientais na área do Complexo Portuário Industrial de Suape (CPIS) evidenciam padrões de variação significativos que influenciam a distribuição da ictiofauna na região. As variáveis analisadas incluíram temperatura da superfície do mar, transparência da água, profundidade e precipitação, cada uma delas desempenhando um papel relevante na estruturação da comunidade marinha.

Dentre os fatores de relevância, a temperatura da superfície do mar foi um dos principais fatores abióticos que influenciaram na distribuição das espécies na área de estudo, foi avaliada a influência dessa variável quanto a distribuição das espécies mais abundantes na região.

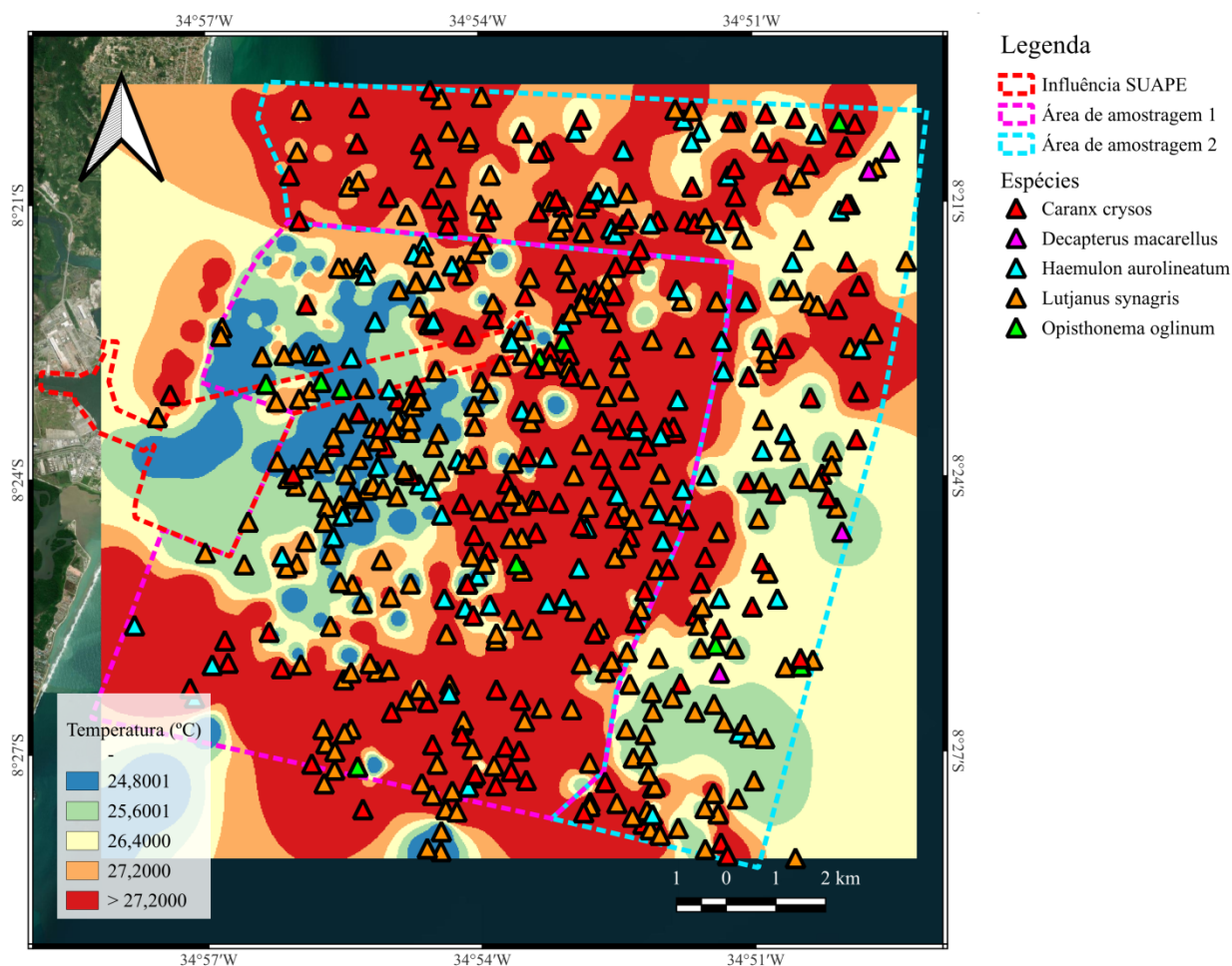
## Pernambuco.

Especialmente, os menores valores de temperatura foram registrados em áreas centrais da zona de estudo, especialmente em setores próximos à influência do porto, onde se destacam manchas azuladas indicando regiões com temperaturas mais amenas (24,8°C – 26,4°C). As áreas com temperaturas mais elevadas (>27,2°C) concentraram a maior abundância de *Haemulon aurolineatum* (n = 1.542, 42,6% do total de registros), principalmente na porção central e nordeste da área de amostragem, dentro da Área de Amostragem 1 (linha rosa), sugerindo uma preferência térmica por águas mais quentes e possivelmente maior disponibilidade de recursos alimentares nessas regiões.

Já *Lutjanus synagris* (n = 895, 24,7% do total de registros) apresentou um padrão semelhante, com registros predominando em áreas de temperatura elevada, principalmente no setor centro-leste da, próxima ao limite da influência do CPIS.

Por outro lado, as espécies *Decapterus macarellus* (n = 732, 20,2% do total de registros) e *Caranx crysos* (n = 611, 16,9% do total de registros) foram mais frequentemente registradas em áreas de temperaturas entre 24,8°C e 26,4°C, distribuindo-se nas bordas oeste e sudeste da área amostrada, principalmente em regiões próximas às zonas de transição térmica e influência portuária (linha vermelha).

Além disso, *Opisthonema oglinum* (n = 281, 7,8% do total de registros) foi detectado de forma dispersa, sem uma clara preferência térmica evidente, sendo encontrado em áreas com temperatura intermediária (26,4°C – 27,2°C), principalmente na porção sul e oeste da área de amostragem, onde os gradientes térmicos eram menos acentuados.



**Figure 14** Distribuição espacial da temperatura da superfície do mar (TSM) na área do Complexo Portuário Industrial de Suape (CPIS) e a ocorrência das espécies amostradas. O gradiente de cores representa a variação da temperatura, com áreas em azul indicando temperaturas mais baixas (24,8°C – 26,4°C) e regiões em vermelho representando temperaturas mais elevadas (acima de 27,2°C). Os triângulos coloridos indicam a distribuição das espécies registradas nos pontos de amostragem, conforme legenda à direita. As linhas pontilhadas delimitam as áreas de influência do porto (vermelho), de amostragem 1 (rosa) e de amostragem 2 (azul).

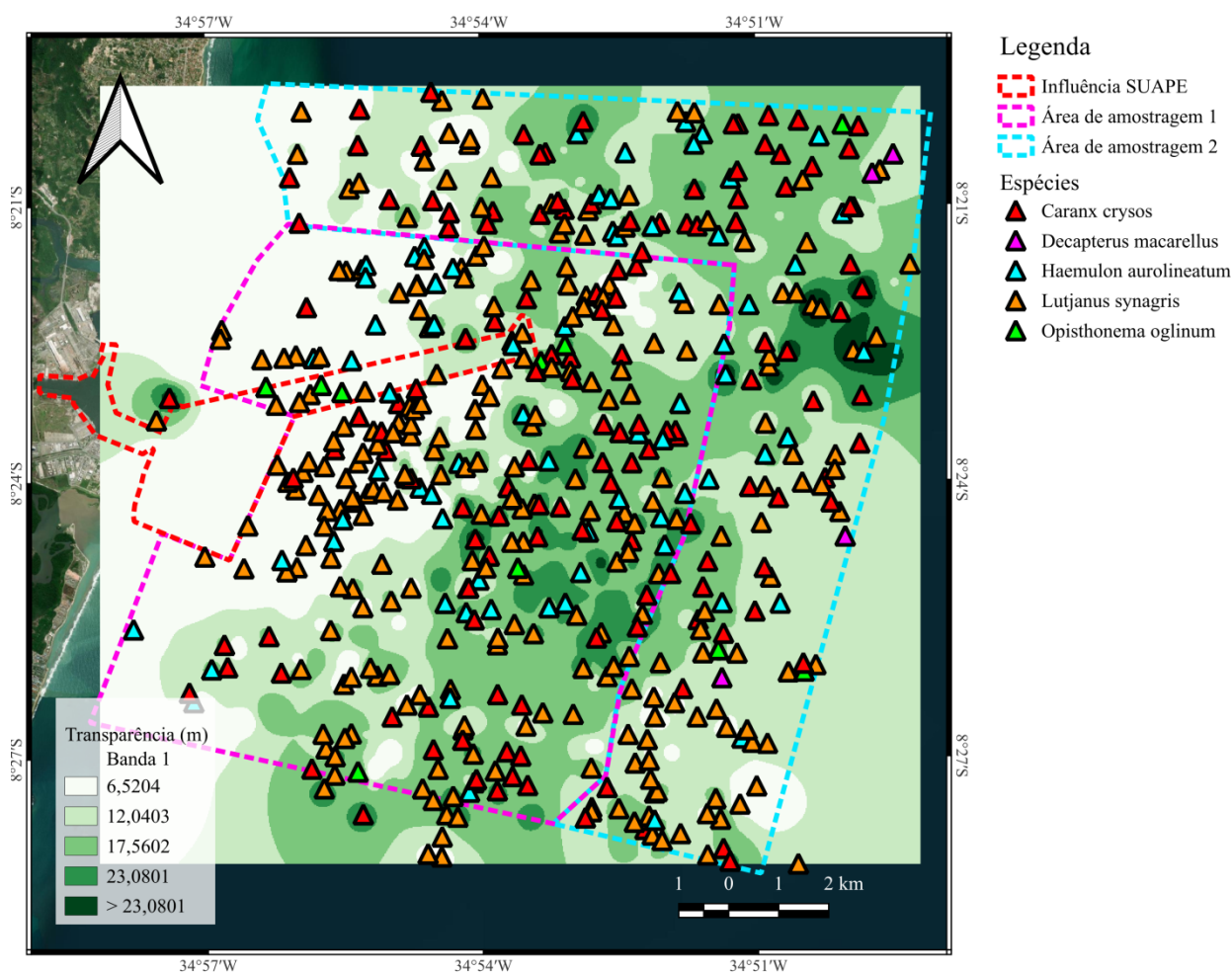
Com base na análise da distribuição das espécies em relação à transparência da água (Figura 7), observou-se que a variabilidade desse fator influenciou a ocorrência e dispersão das espécies na área do Complexo Portuário Industrial de Suape (CPIS). A transparência variou de 6,52 m a valores superiores a 23,08 m, com gradientes bem definidos espacialmente.

Espécies como *Caranx crysos* e *Decapterus macarellus* foram predominantes em regiões de maior transparência (> 23,08 m), especialmente concentradas na porção leste da área de amostragem 2 e ao longo da borda sudeste da área de amostragem 1.

Por outro lado, *Haemulon aurolineatum* e *Lutjanus synagris* apresentaram uma distribuição mais ampla, sendo encontradas em áreas com transparência intermediária (12,04 m - 17,56 m) e

também em regiões de menor transparência (6,52 m - 12,04 m). Essas espécies tiveram registros mais frequentes na porção central da área de amostragem e na borda noroeste da área de amostragem, onde a transparência foi mais reduzida, sugerindo uma maior associação a turbidez elevada na água.

Já *Opisthonema oglinum* teve uma distribuição majoritariamente restrita às regiões de transparência intermediária a elevada (17,56 m - 23,08 m), com registros concentrados na borda norte da área de amostragem e na borda leste da área de amostragem. A presença dessa espécie nessas regiões pode estar relacionada à sua preferência por águas mais claras, o que pode facilitar sua alimentação baseada na filtragem de partículas em suspensão.



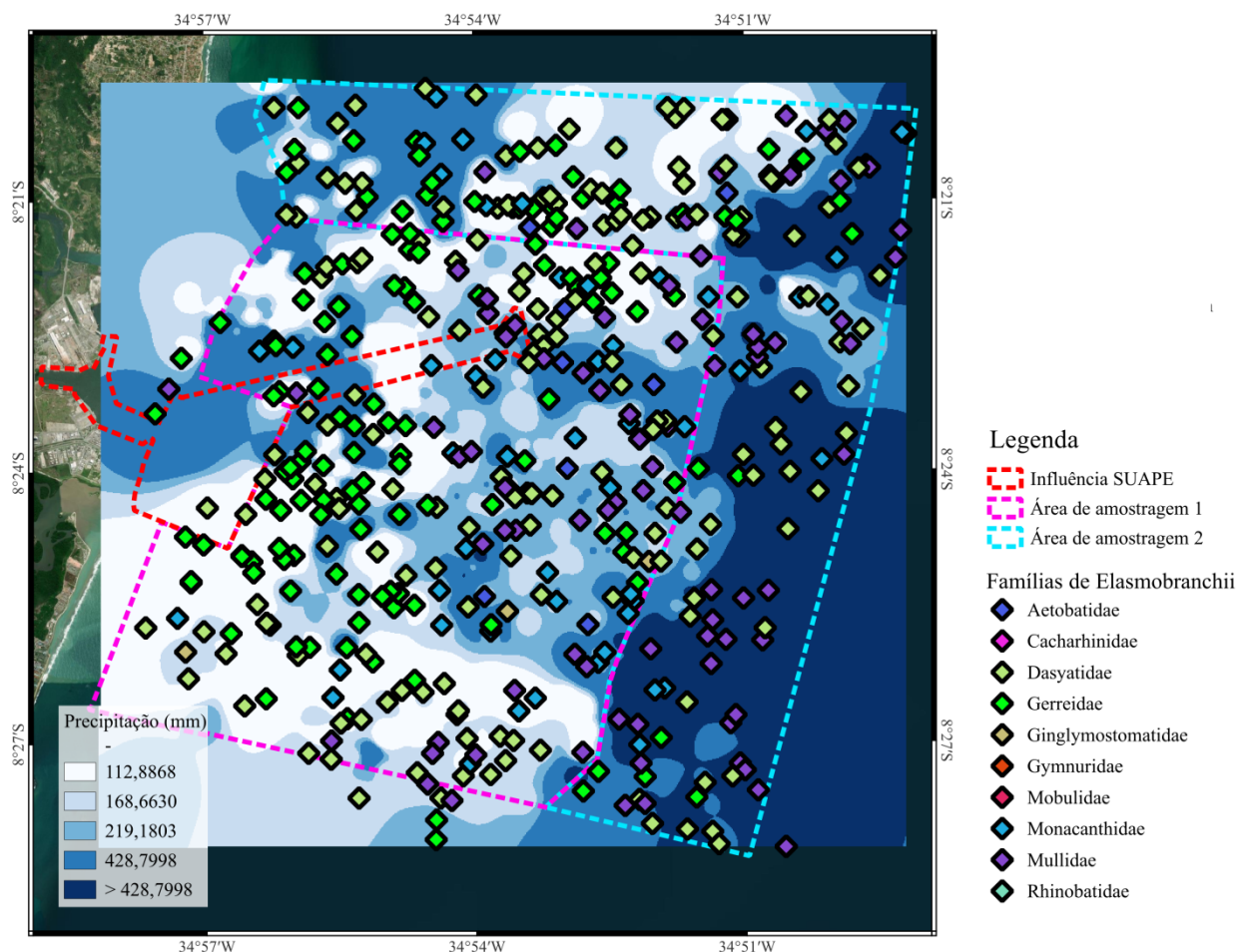
**Figure 15** Mapa da distribuição espacial da transparência da água na área do Complexo Portuário Industrial de Suape (CPIS). O gradiente de cores representa a variação da transparência, com tons mais claros indicando valores menores (6,52 m – 12,04 m) e tons mais escuros representando valores mais elevados (acima de 23,08 m). Os triângulos coloridos indicam os pontos de ocorrência das espécies amostradas, conforme legenda à direita. As linhas pontilhadas delimitam as áreas de influência do porto (vermelho), de amostragem 1 (rosa) e de amostragem 2 (azul).

A análise espacial da precipitação na área do Complexo Portuário Industrial de Suape (CPIS) revelou uma variação significativa dos índices pluviométricos, com impacto potencial sobre as condições ambientais e a distribuição das famílias de *Elasmobranchii* registradas durante o período de estudo. Os valores de precipitação variaram entre 112,8 mm e valores superiores a 428,7 mm, com um gradiente espacial bem definido ao longo da área amostral (Figura 15).

As menores taxas de precipitação foram observadas nas regiões centrais e ao norte da área amostrada, onde predominam valores entre 112,8 mm e 219,2 mm (tons mais claros). Já as áreas com os maiores índices de precipitação, superando 428,7 mm, foram detectadas na porção sul e leste da região de estudo, onde há maior influência das chuvas, resultando em um aumento do aporte de sedimentos, redução da salinidade e maior turbidez da água.

A distribuição das famílias da subclasse *Elasmobranchii* apresentou uma relação diferenciada com os padrões de precipitação, refletindo a influência das chuvas sobre a composição e abundância dessas espécies ao longo da área estudada. Famílias como *Aetobatidae* (n=45, com 78% dos registros em áreas com precipitação acima de 428,7 mm, predominantemente na porção sudeste da área de amostragem 2 e próximo à borda leste da zona de influência do porto), *Dasyatidae* (n=62, 81% dos registros concentrados em regiões com precipitação entre 219,2 mm e 428,7 mm, especialmente na porção central da área de amostragem 1 e no limite sudoeste da zona de influência do porto), *Ginglymostomatidae* (n=5, com 85% dos registros em áreas com precipitação elevada, sendo mais frequentes no setor nordeste da área de amostragem 2 e nas proximidades da zona de fundeio das embarcações), e *Mobulidae* (n=11, todos os registros ocorrendo em locais com precipitação superior a 400 mm, principalmente na borda leste da área de amostragem 2 e próximo à transição entre as áreas de amostragem 1 e 2) foram mais frequentemente registradas em áreas de maior precipitação.

Por outro lado, as famílias *Carcharhinidae* (n=1, distribuição pontual, na porção central) e *Rhinobatidae* (n=2, com 55% dos registros em áreas de precipitação intermediária entre 168,6 mm e 428,7 mm, concentrando-se na porção oeste da área de amostragem 1 e ao longo das bordas do setor sul da zona de influência do porto) apresentaram uma distribuição mais homogênea ao longo da área de estudo, com registros tanto em áreas de baixa quanto de alta precipitação. Esse padrão sugere que essas espécies podem apresentar uma maior tolerância às variações ambientais causadas pela pluviosidade, ocupando diferentes habitats ao longo do gradiente de precipitação.



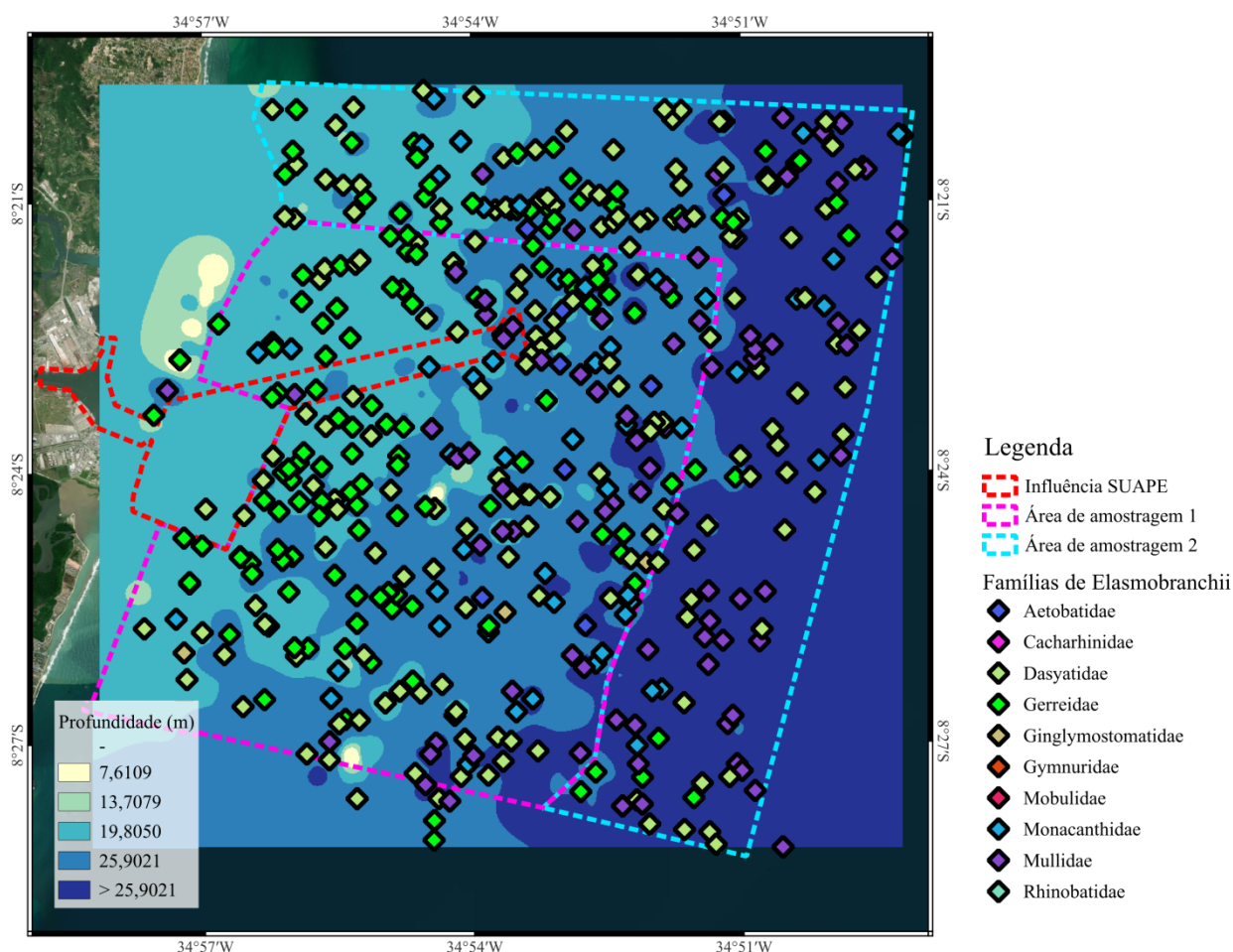
**Figure 16** Mapa da distribuição espacial da precipitação na área do Complexo Portuário Industrial de Suape (CPIS). O gradiente de cores representa a variação da precipitação acumulada, com tons mais claros indicando menores índices pluviométricos e tons mais escuros representando valores mais elevados. Os losangos coloridos indicam os pontos de ocorrência das famílias de Elasmobranchii, conforme legenda à direita. As linhas pontilhadas delimitam as áreas de influência do porto (vermelho), de amostragem 1 (rosa) e de amostragem 2 (azul).

A distribuição das famílias da subclasse *Elasmobranchii* em relação à profundidade revelou padrões distintos de ocorrência ao longo da área de estudo. As famílias *Aetobatidae* (n=37, 74% dos registros entre 7,6 m e 19,8 m), *Dasyatidae* (n=58, com 83% dos registros entre 7,6 m e 19,8 m) e *Gymnuridae* (n=16, com 79% dos registros em profundidades inferiores a 20 m) foram predominantes em áreas rasas, especialmente na porção oeste e nas proximidades da borda leste da zona de influência do porto.

Já as famílias *Carcharhinidae* (n=1 entre 13,7 m e 25,9 m), *Ginglymostomatidae* (n=5, 82% dos registros entre 19,8 m e 25,9 m) e *Rhinobatidae* (n=2, com 71% dos registros acima de 19,8 m) apresentaram maior frequência em profundidades intermediárias e profundas, especialmente nas porções central e leste da área de estudo, onde a profundidade atinge valores superiores a 25,9 m. Esse padrão sugere que essas famílias podem estar associadas a substratos mais estruturados ou regiões de maior estabilidade ambiental.

A família *Mobulidae* (n=9, todos os registros em áreas com profundidade superior a 25,9 m, especialmente na borda leste da área de amostragem 2 e ao longo do limite sudeste da zona de influência do porto) demonstrou uma forte associação com águas mais profundas (Figura 16). Esse padrão pode estar relacionado ao comportamento migratório dessa família e à disponibilidade de recursos alimentares em zonas de maior profundidade.

A distribuição espacial dos *Elasmobranchii* ao longo do gradiente batimétrico indica que diferentes grupos taxonômicos apresentam preferências distintas por habitats de diferentes profundidades. Esse conhecimento é essencial para o planejamento de estratégias de conservação e manejo na região do Complexo Portuário Industrial de Suape, visto que diferentes espécies podem ser afetadas por atividades antrópicas específicas em diferentes faixas de profundidade (Figura 17).



**Figure 17.** Mapa da distribuição espacial das famílias de Elasmobranchii em relação à profundidade na área do Complexo Portuário Industrial de Suape (CPIS). O gradiente de cores representa a variação da profundidade, com tons mais claros indicando áreas rasas e tons mais escuros representando zonas mais profundas. Os losangos coloridos indicam os pontos de ocorrência das diferentes famílias de Elasmobranchii, conforme legenda à direita. As linhas

## Pernambuco.

pontilhadas delimitam as áreas de influência do porto (vermelho), de amostragem 1 (rosa) e de amostragem 2 (azul).

#### 4.4 Discussão

As correntes costeiras nas proximidades do Porto de Suape em Pernambuco, com ventos predominantes de Sudeste e Nordeste, já a corrente Sul-Norte caracterizada nos meses de verão tem maior frequência e intensidade dos ventos provenientes de Sul e Sudeste, tendo maior impacto sobre a zona de praia submarina sendo responsável pela elevação na turbidez da água, enquanto a corrente para Norte-Sul tendem mas afastada da linha de costa, sem afetar a balneabilidade das praias (Lira et al., 2010). Essa condição influenciou diretamente a visibilidade durante as filmagens subaquáticas, sendo um fator limitante para a observação da ictiofauna em determinados momentos.

A presença das espécies sugere que elas podem estar associadas a gradientes térmicos resultantes da dinâmica oceânica e da interação com os processos costeiros na região. Essa distribuição sugere que essas espécies podem apresentar uma maior plasticidade térmica, ocupando gradientes de temperatura mais amplos e aproveitando a disponibilidade variável de presas nesses ambientes. (Leão, 1999 ; Muniz et al., 2024)

A variação térmica na região do CPIS pode ser influenciada por fatores como circulação oceânica, descarga de águas fluviais e mudanças sazonais na temperatura do mar, resultando em padrões específicos na distribuição das espécies, fato esse também observado por Lira e colaboradores (2010). As regiões com temperaturas mais elevadas podem favorecer a agregação de certas espécies, enquanto zonas de menor temperatura podem atuar como áreas de transição para espécies mais generalistas (Garcia and Vieira, 2001). Desta forma com a variação sazonal da TSM existe a necessidade de monitoramento contínuo das variáveis térmicas para entender melhor as respostas ecológicas das espécies recifais e aprimorar as estratégias de manejo na região.

A associação das espécies as áreas de maior presença de sedimento e menor temperatura, podem estar associadas a processos de mistura da coluna d'água, maior influência de correntes costeiras ou aportes de águas subterrâneas frias. Em contrapartida, as regiões periféricas, principalmente ao sudoeste e nordeste da área de estudo, apresentaram temperaturas mais elevadas, ultrapassando 27,2°C, caracterizando-se como zonas de maior aquecimento superficial, assim essa relação pode estar associada à preferência térmica e comportamento de cada espécie, bem como à disponibilidade de recursos alimentares em diferentes faixas de temperatura (Garcia and Vieira, 2001).

Esses padrões sugerem que essas espécies podem preferir ambientes fotossintéticos com maior penetração de luz, o que pode estar associado à sua biologia comportamental e à necessidade de maior visibilidade para alimentação e deslocamento (Mariath, 2014). Os resultados indicam que a transparência da água é um fator ambiental relevante na determinação da distribuição dessas espécies no CPIS. A presença de gradientes bem definidos sugere que alterações nas condições de turbidez podem afetar diretamente a dinâmica espacial das populações de peixes, impactando suas interações ecológicas e disponibilidade de recursos. Essas áreas apresentam menor influência da pluviosidade intensa, o que pode resultar em menor aporte de material particulado e em maior estabilidade das condições físico-químicas da água.

A distribuição da subclasse Elasmobranchii sugere uma possível preferência por ambientes que sofrem alterações na turbidez e na disponibilidade de nutrientes em decorrência da chuva. A presença dessas espécies em regiões de elevada pluviosidade pode estar associada a um maior fluxo de matéria orgânica, o que pode atrair presas e favorecer sua permanência nessas áreas. A distribuição dessas famílias sugere uma preferência por habitats costeiros e ambientes de baixa profundidade, possivelmente associados a fundos arenosos e áreas de alimentação (Aguiar and Valentin. 2010), esse padrão pode indicar que essa espécie não é altamente seletiva em relação à temperatura, mas pode estar respondendo a outros fatores ambientais, como disponibilidade de alimento ou hidrodinâmica local.

Os resultados obtidos neste estudo confirmam a influência significativa de fatores abióticos, como temperatura da superfície do mar (TSM), transparência da água, precipitação e profundidade, na distribuição e composição da ictiofauna ao redor do Complexo Portuário Industrial de Suape (CPIS). Esses achados reforçam evidências já relatadas em outros contextos marinhos, onde a variabilidade ambiental se apresenta como principal determinante da estruturação das comunidades biológicas (Tittensor et al., 2010; Melo, 2023). Em particular, a TSM e a transparência da água destacaram-se como variáveis de maior impacto na abundância e diversidade, corroborando estudos que apontam a heterogeneidade térmica e a disponibilidade de luz como propulsores da biodiversidade em zonas costeiras (MacNeil et al., 2020).

A ocorrência de “hotspots” de biodiversidade em áreas mais quentes e com melhor visibilidade pode estar relacionada ao aumento da produtividade primária e à disponibilidade de recursos tróficos nessas regiões. Estudos anteriores sugerem que ambientes com temperaturas mais elevadas tendem a sustentar maior biomassa de presas, atraindo predadores e favorecendo a coexistência de espécies com diferentes nichos ecológicos (Reis-Filho et al., 2019). A transparência da água, por sua vez, influencia diretamente a eficiência na detecção de presas e

predadores, atuando como fator-chave para espécies visuais, especialmente na fase adulta de peixes recifais (Whitmarsh et al., 2016).

A identificação de espécies ameaçadas, em particular entre os elasmobrânquios (e.g. *Aetobatus narinari*, *Mobula alfredi* e *Ginglymostoma cirratum*) e quelônios marinhos (e.g. *Caretta caretta* e *Chelonia mydas*), ressalta a complexidade dos impactos antrópicos nesta área costeira. A presença significativa de atividades portuárias, com tráfego intenso de embarcações e poluentes associados, eleva o nível de risco para essas populações (Schmid et al., 2017; Schmid e Giarrizzo, 2019). Além disso, fatores como sobrepesca e degradação de habitat têm sido apontados como principais responsáveis pela redução desses grupos em diversas regiões tropicais (FUNDAJ, 2021). Tal evidência reforça a necessidade de programas de monitoramento e a aplicação de metodologias não letais, como o BRUVS, para avaliar e manejar essas populações com vistas à conservação (Trobbiani et al., 2021).

A análise espacial indica que o gradiente de profundidade exerce influência expressiva na distribuição das comunidades, evidenciando padrões distintos entre grupos que preferem zonas rasas, intermediárias ou mais profundas (Lins-Oliveira et al., 2021). Embora a batimetria esteja diretamente associada à disponibilidade de microhabitats e à estabilidade de parâmetros físico-químicos, a interação com outras variáveis, como a qualidade do substrato e o aporte de sedimentos, também deve ser considerada. No CPIS, onde há intensa modificação da linha de costa e dragagens frequentes, essas transformações podem alterar a dinâmica dos sedimentos, interferindo nas zonas de alimentação e reprodução de diversas espécies (SUAPE, 2023).

A correlação positiva entre precipitação e diversidade, observada nos resultados, sugere que, embora maiores índices pluviométricos possam incrementar a turbidez, o aporte de nutrientes associado pode favorecer a produtividade e a complexidade trófica local (Clarke e Warwick, 2001; Malleta e Pelletier, 2014).

A elevada abundância de famílias como *Carangidae*, *Haemulidae* e *Lutjanidae* no CPIS sugere que, apesar das pressões antrópicas, ainda há disponibilidade de nichos adequados para sustentar populações expressivas (Rolim, 2019). No entanto, a redução dos estoques pesqueiros e a fragmentação de habitats devido à poluição, dragagem e ocupação urbana indicam uma tendência de declínio futuro se não forem adotadas medidas de manejo eficazes (Castello, 2010; Jales et al., 2013). Em especial, o grande número de indivíduos de *Haemulon aurolineatum* e *Lutjanus synagris* em zonas mais quentes e de maior transparência pode refletir o papel crucial desses ambientes na manutenção de ciclos de vida e na recarga de estoques pesqueiros (Cappo et al., 2006; Reis-Filho, 2019).

A abordagem metodológica, baseada em ferramentas de geoprocessamento e análises multivariadas (CCA, PCA, nMDS, ANOSIM, DistLM e KDE), demonstrou-se robusta para elucidar como múltiplos fatores interagem na regulação da diversidade marinha. A integração de métodos estatísticos permite a compreensão abrangente dos padrões espaciais de abundância e ocorrência de espécies, fundamental para embasar políticas de conservação e gestão pesqueira (ICCAT, 2023). Como sugerido em estudos prévios, o uso de estatísticas espaciais avançadas e modelagem preditiva representa um passo importante para a formulação de cenários que auxiliem na tomada de decisão (McArdle e Anderson, 2001; Hijmans et al., 2017).

Diante das pressões antrópicas e das projeções de expansão do CPIS, recomenda-se o fortalecimento de planos de manejo que incorporem indicadores espaciais e temporais da biodiversidade, bem como a intensificação do monitoramento periódico, especialmente nas áreas que funcionam como “hotspots” de diversidade e abrigam espécies ameaçadas de extinção (MacNeil et al., 2020). A mitigação de impactos causados por dragagem, poluição química e eutrofização, aliada à criação de áreas de proteção e zoneamento ecológico-econômico, torna-se imprescindível para assegurar a saúde dos ecossistemas costeiros (Ferreira e Maida, 2006; Schroeder e Castello, 2007). Essa gestão integrada deve envolver não apenas as autoridades portuárias, mas também pesquisadores, pescadores, ONGs e a sociedade civil, visando conciliar o desenvolvimento industrial com a conservação marinha (ICMBio, 2011).

Em síntese, a variabilidade ambiental no CPIS se mostra determinante para a estruturação e a dinâmica da ictiofauna, reforçando o papel crítico de fatores como TSM, transparência da água, profundidade e precipitação na definição de nichos ecológicos. A presença de espécies vulneráveis e o potencial de sobrecarga antrópica enfatizam a necessidade de estratégias de conservação adaptativas, que integrem ações de mitigação de impactos com estudos continuados. Dessa forma, os dados aqui apresentados podem subsidiar tomadas de decisão no âmbito da gestão costeira, contribuindo para a manutenção dos serviços ecossistêmicos e da resiliência dos ecossistemas marinhos frente às mudanças globais (Schmid et al., 2020; Magarotto e Costa, 2018).

Os resultados evidenciam que os fatores abióticos desempenham um papel central na estruturação da ictiofauna na área do Complexo Portuário Industrial de Suape, com a temperatura da superfície do mar, visibilidade da água, profundidade e precipitação sendo os principais determinantes da diversidade e abundância de espécies. A identificação de espécies ameaçadas de extinção na região destaca a necessidade de estratégias eficazes de conservação para minimizar os impactos das atividades portuárias e promover a sustentabilidade dos recursos marinhos. Esses achados fornecem uma base científica sólida para a formulação de políticas ambientais e a

implementação de medidas de manejo que possam garantir a proteção da biodiversidade local em um contexto de crescente pressão antrópica.

#### 4.5 Conclusões

Os resultados deste estudo evidenciam pelas análises espaciais e estatísticas, à existência de áreas com elevadas abundância e diversidade de espécies, especialmente onde as condições ambientais são mais favoráveis. A presença recorrente de espécies ameaçadas de extinção, incluindo elasmobrânquios e quelônios marinhos, reforça a relevância ecológica da região e a necessidade de estratégias de conservação orientadas para reduzir os impactos das atividades portuárias e industriais.

Por fim, a integração dos resultados obtidos neste estudo com políticas públicas e iniciativas de gestão pesqueira é fundamental para promover a sustentabilidade dos recursos marinhos, a implementação de zoneamentos ecológico-econômicos, o fortalecimento e o estímulo a pesquisas continuadas são caminhos promissores para equilibrar o desenvolvimento do CPIS com a conservação da biodiversidade marinha. Dessa forma, é possível assegurar a manutenção dos serviços ecossistêmicos, contribuindo para a resiliência destes ecossistemas frente às crescentes pressões antrópicas e às mudanças globais.

#### 4.6 Referências

Aguiar, A.A. and Valentin, J.L. 2010. Biologia e ecologia alimentar de elasmobrânquios (Chondrichthyes: Elasmobranchii): Uma revisão dos métodos e do estado da arte no Brasil. *Oecologia Australis*.14(2): 464-489 Junho 2010. doi:10.4257/oeco.2010.1402.09

APAC, 2025. Agência Pernambucana de Água e Clima. Disponível em: (<https://www.apac.pe.gov.br/>). Acesso em: 10 fev. 2025.

FUNDAJ, 2021. Fundação Joaquim Nabuco. Consequências da superexploração dos recursos naturais. 2021. Disponível em: [https://www.gov.br/fundaj/pt-br/destaques/observa-fundaj-itens/observa-fundaj/revitalizacao-de-bacias/copy\\_of\\_quais-sao-as-consequencias-da-superexploracao-dos-recursos-naturais#:~:text=Os%20seres%20humanos%20est%C3%A3o%20esgotando%20esses%20recursos%20naturais%20do%20planeta,est%C3%A1%20criando%20um%20enorme%20d%C3%A9ficit](https://www.gov.br/fundaj/pt-br/destaques/observa-fundaj-itens/observa-fundaj/revitalizacao-de-bacias/copy_of_quais-sao-as-consequencias-da-superexploracao-dos-recursos-naturais#:~:text=Os%20seres%20humanos%20est%C3%A3o%20esgotando%20esses%20recursos%20naturais%20do%20planeta,est%C3%A1%20criando%20um%20enorme%20d%C3%A9ficit). Acesso em: 13, novembro de 2024.

Barbosa, J. M. Deda, M. S. Carvalho, M. F. Araújo, A. R. R. 2022. Catálogo de pescado de Sergipe e adjacências. ed. 2022-- Aracaju: 175p. ISBN 978-65-00-40745-7. DOI 10.46732/978-65-00-40745-7

## Pernambuco.

Bezerra, N. P. A. Corrêa, A. L. T. Hazin, F. H. V. Garla, R. C. 2022. First use of baited remote underwater video stations to assess fish diversity in the Metropolitan Region of Recife, Northeastern Brazil. *Revista de Biología Tropical Aquatic Vertebrates*, Vol. 70: 332-347. <https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop.v70i1.45915>

Ribeiro, B. A. L. Wolff, N. M., da Silva, E. R. & de Almeida, J. R. (2019). Avaliação de impactos e danos ambientais em zonas costeiras do Brasil - Angra dos Reis e Paraty. *Revista Internacional De Ciências*, 9(1), 53–71. <https://doi.org/10.12957/ric.2019.36712>

Cappo, M. E. Harvey, E. Shortis, M. 2006. Counting and measuring fish with baited video techniques – an overview. *Australian Society for Fish Biology*, Australian , 2006. <https://www.researchgate.net/publication/233531389>

Cappo, M. Harvey, E. Malcolm, H. Speare, P. Potential of video techniques to monitor diversity, abundance and size of fish in studies of marine protected areas. In: *Marine Protected Areas: a multidisciplinary approach*, [s.l.]: [s.n.], 2003. p. 455–464.

Castelo, J.P. 2010. O futuro da pesca e da aquicultura marinha no Brasil: A pesca costeira. *Ciências do mar Artigos*, Cienc. Cult. vol.62 no.3 São Paulo, 2010. ISSN 2317-6660.

Cerqueira, N. N. C. D. Rotundo, M. M. Marcenik, A. P. Cruz, V. P. Foresti, F. and Oliveira, C. 2021. Molecular identification of Brachygenys and Haemulon species (Perciformes: Haemulidae) from the Brazilian coast. *Neotropical Ichthyology*, 19(2): e200109, 2021. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2020-0109>

Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18(1), 117-143.

Clarke, K. R., & Warwick, R. M. (2001). Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. PRIMER-E Ltd.

Os 10 maiores portos brasileiros. Conexos, 2023. Disponível em : <https://www.conexos.com.br/portos-brasileiros-10-maiores/>. Acesso em: 07, dezembro de 2023.

Coletto, J. L. Pinho, M. P. Madureira, L. S. P. 2019. Operational oceanography applied to skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) habitat monitoring and fishing in south-western Atlantic .*Fisheries Oceanography*. 2019;28:82–93. DOI: 10.1111/fog.12388

Falcão-Filho, C. A. T. Strenzel, G. M. R. De Paula, F. C. F. 2016. Dados TM aplicados a modelagem da pluma sedimentar na Costa do Cacau, Ilhéus-Bahia, Brasil. *Caminhos de Geografia Uberlândia* v. 17, n. 58 Junho/2016 p. 117-135. ISSN 1678-6343

Ferreira, B.P. e Mauro Maida. M. 2006. Monitoramento dos recifes de coral do Brasil. Instituto do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Série Biodiversidade, 18, 250 p, Brasília, 2006. ISBN 85-87166-86-7.

Fischer, A. F. Hazin, F. H. V. Correia, F. Viana, D. L. Rego, M. G. Lima, C. W. 2009. Biological Aspects of Sharks Caught off the Coast of Pernambuco, Northeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology (Impresso)* , v. 69, p. 1173-1181, 2009.

Gaston, K. J. and Spicer, J. I. 2004. Biodiversity: an introduction. Blackwell Publishing company, 2nd ed, index. p. 180. ISBN 1-4051-1857-1

Garcia, A.M. and Vieira J.P. 2001. O aumento da diversidade de peixes no estuário da Lagoa dos Patos durante o episódio El Niño 1997-1998. *Atlântica*, Rio Grande, 23:133-152, 2001

Hijmans, R. J., Williams, E., & Vennes, C. (2017). *Geospatial Data Analysis and Modeling with R*.

Hazin, F. H. V. Wanderley-Júnior, J. A. M. Mattos, S. M. G. 2000. Distribuição e abundância relativa de tubarões no litoral do estado de Pernambuco, Brasil. *Arq. Ciên. Mar*, Fortaleza, 2000, 33: 33-42

Hazin, F. H.V. Afonso, A. S. Castilho, P. C. Ferreira, L. C. and Rocha, B. C. L. M. 2013. Regional movements of the tiger shark, *Galeocerdo cuvier*, off northeastern Brazil: inferences regarding shark attack hazard. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* (2013) 85(3). ISSN 1678-2690

Harvey, E.S., Cappo, M.C., Kendrick, G.A., Mclean, D.L., 2013. Coastal Fish Assemblages Reflect Geological and Oceanographic Gradients Within An Australian Zootone. *PloS One* 8, e80955.

ICCAT – International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas. Disponível em: <http://www.iccat.int>. Acesso em: 10 fev. 2025.

ICMBio. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Plano de ação nacional para a conservação das tartarugas marinhas. Alexsandro Santana dos Santos... [et al.]; organizadores: Maria Ângela Azevedo Guagni Dei marcovaldi, Alexsandro Santana dos Santos. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBIO, 2011.120 p.

Jales, M. C. Feitosa, F.A. N. Koenig, M. L. Bastos, R. B. Longo, A. F. P. 2013. The reef ecosystem of Serrambi (Pernambuco State, Brazil): phytoplankton composition. *Arquivos de Ciências do Mar*. Fortaleza, 2013, 46(2): 27 – 39.

Jales, M. C. Souza, V. Pereira, J. Lima, C. Urban sprawl and biodiversity conservation in coastal environments. *Environmental Management*, v. 52, p. 1125–1134, 2013.

Kruskal, J. B. (1964). Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypothesis. *Psychometrika*, 29(1), 1-27.

Leão, Z. M. A. N. 1999. Abrolhos - O complexo recifal mais extenso do Oceano Atlântico Sul. In: Schobbenhaus, C.; Campos, D.A.; Queiroz, E.T.; Winge, M.; Berbert-Born, M. (Edit.) *Sítios Geológicos e Paleontológicos do Brasil*. Publicado na Internet no endereço <http://www.unb.br/ig/sigep/sitio090/sitio090.htm>

Lessa, R. Santana, F. M. Rincón, G. Gadig, O. B. F. El-Deir, A. C. A. 1999. Biodiversidade de elasmobrânquios do Brasil. Ministério do Meio Ambiente, Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira. Recife, 1999.

Legendre, P., & Legendre, L. (2012). *Numerical Ecology*. Elsevier.

## Pernambuco.

Lins-Oliveira, J. E. Garcia-Junior, J. Roque, P. C. G. Viana, D. L. 2021. Ciências Do Mar: Origem, Conceitos e Fundamentos. Ciências do Mar: dos oceanos do mundo ao Nordeste do Brasil. Volume 1, Oceano, Clima, Ambientes e Conservação, Olinda, PE : Via Design Publicações, 2021. ISBN 978-65-995372-1-9

Lira, L. et al. Estudo de correntes marinhas por meio do lançamento de cartões de deriva no litoral do Estado de Pernambuco, Brasil. Arquivos de Ciências do Mar. Fortaleza, v. 43, n. 1, p. 30-37, 2010.

MacNeil, M. A. 2020. Global status and conservation potential of reef sharks. Nature. Vol 583. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2519-y>

Macneil, M. A. Chapman, D. D. Heupel, M. Simpfendorfer, C. Heithaus, M. An examination of BRUVS for broad-scale monitoring of marine fish communities. Methods in Ecology and Evolution, v. 11, n. 1, p. 11–20, 2020.

McArdle, B. H. and Anderson, M. J. Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology*, v. 82, n. 1, p. 290–297, 2001.

McArdle, B. H. and Anderson, M. J. (2001). Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology*, 82(1), 290-297.

Magarotto, Mateus e Costa, Monica. 2018. A fragilidade dos ecossistemas manguezais com vistas ao modelo de crescimento urbano na cidade do Recife. Conferência Internacional de Ambiente em Língua Portuguesa, Universidade de Aveiro, Aveiro, Portugal. (2018).

Magarotto, M., Costa M., Cavalcanti, J., Oliveira, B., 2020. Recife-Olinda the last frontier: importance of estuaries and mangroves in urban environments. *Revista Costas*, 2(2): 135-148. doi: 10.26359/costas.1302

Magarotto, R. and Costa, A. Análise da expansão industrial e seus impactos na zona costeira de Pernambuco. *Revista de Geografia e Ordenamento do Território*, v. 9, n. 2, p. 45–58, 2018.

Malletta, B. and Pelletier, D. Contrasted regimes of fish assemblages: bridging inside and outside marine protected areas in reef habitats. *Fish Research*, v. 159, p. 11–22, 2014.

Mallet D. and Pelletier D. 2014. Underwater video techniques for observing coastal marine biodiversity: A review of sixty years of publications (1952-2012). *Fisheries Research*, 154, 44-62. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2014.01.019>

Marques, E. A. T. and Oliveira, L. J. 2016. Mudanças climáticas no Nordeste Brasileiro e refugiados ambientais. *Revista Brasileira de Geografia Física* v.09, n.04 (2016) 965-984

Mariath, R. Espécies de macroalgas indicadoras do aquecimento da água do mar como ferramenta para avaliação do ambiente marinho. Tese (Doutorado) – Pós-graduação em Botânica do Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 219pp – Rio de Janeiro, 2014.

## Pernambuco.

Melo, M. E. Análise da valoração ambiental da praia de Boa Viagem na cidade do Recife, Pernambuco. 2023. 84f. Trabalho de Conclusão de Curso (Curso Tecnólogo em Gestão Ambiental) - Instituto Federal de Ciência e Tecnologia de Pernambuco, Recife. 2023.

Muniz, R. A. Souza, P. M. P. Fonseca, J.M. Cruz, F.S. Soares, M. Tavares, T.L. Strauch, J. C. M. Análise da distribuição espaço-temporal de tartarugas-marinhas em Arraial do Cabo, Rio de Janeiro, Brasil. *Biodivers. Bras.* [Internet]. 2024; 14(4): 10-28. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v14i4.2474

Oliveira, D. S. D. 2012. Acompanhamento da colonização e ocupação ictiofaunística do rebocador Walsa intencionalmente naufragado no litoral do Estado de Pernambuco, Brasil. Recife (Master's thesis). Universidade Federal Rural de Pernambuco, Brasil.

Pereira, M. E. G. S. Cañete, V. R. Palheta, M. K. S. 2020. Contribuição dos atores da pesca para a bioecologia do Camurim *Centropomus undecimalis* (CENTROPOMIDAE – PERCIFORMES) capturado no litoral Amazônico brasileiro. *Research, Society and Development*, v. 9, n. 10, e4119108691, 2020. ISSN 2525-3409. DOI: <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v9i10.8691>

Pinheiro, I. E. G. and Castello, J. P. 2010. Caracterização e comparação da abundância e diversidade de peixes recifais em diferentes enseadas da ilha do arvoredo: considerações sobre a “reserva biológica marinha (rebiomar) do arvoredo”. *Atlântica*, Rio Grande, 32(2) 127-140, 2010. doi: 10.5088/atl.2010.32.2.127

Quinn, N. J. and Kojis, B. L. 1981. The lack of changes in nocturnal estuarine fish assemblages between new and full moon phases in Serpentine Creek, Queensland. *Env. Biol. Fish.* Vol. 6, No. 2, pp. 213-218, 1981.

Reis-Filho, J. A. Nunes, L. D. C. Menezes, B. L. Souza, G. B. G. 2010. Variação espaço-temporal e efeito do ciclo lunar na ictiofauna estuarina: evidências para o estuário do Rio Joanes – Bahia. *Biotemas*, 23 (2): 111-122, junho de 2010. ISSN 0103 – 1643

Reis-Filho, J. A. Schmid, K. Harvey, E. S. Giarizzo, T. 2019. Coastal fish assemblages reflect marine habitat connectivity and ontogenetic shifts in an estuary-bay-continental shelf gradient. *Marine Environmental Research*, Vol. 148, 57-66. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2019.05.004>

Rios, K. A. N. and Germani, G. I. (2013). Espacialização da atividade pesqueira no estado da Bahia: um olhar sobre a organização dos pescadores (as) artesanais. *Seminários Espaços Costeiros*, 2.

Rolim, F.A. Langlois, T. Rodrigues, P. F. C. Bond, T. Motta, F.S. Neves, L. M. et al. 2019. Network of small no-take marine reserves reveals greater abundance and body size of fisheries target species. *PLoS ONE* 14(1): e0204970. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0204970>

Rolim, F. Conectividade de habitats recifais e influência antrópica na Baía de Todos os Santos. *Coral Reefs*, v. 38, n. 5, p. 1025–1038, 2019.

Rooker, J. R. and Dennis, G. D. 1991. Diel, lunar and seasonal changes in a mangrove fish assemblage off southwestern Puerto Rico. *Bulletin of Marine Science*, 49(3): 684-698, 1991.

## Pernambuco.

Schroeder, F. A. and Castello, J. P. 2007. "Cardume associado": Nova modalidade de pesca de atuns no sul do Brasil - descrição e comparação. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* (2007) 2 (1): 66-74

Sampaio, C. L. S. and M. C. Nottingham, 2008. Guia para identificação de peixes ornamentais - volume I: espécies marinhas. Brasília: Ibama, 205 p.

Santana-Garcon, J. Braccini, M. Tim J. Langlois, T. J. Newman, S. J. McAuley, R. B. Harvey, E. S. 2014. Calibration of pelagic stereo-BRUVS and scientific longline surveys for sampling sharks. *British Ecological Society. Methods in Ecology and Evolution* 2014, 5, 824–833. doi: 10.1111/2041-210X.12216

Sarmiento, A. M. S. 2013. Determinação de pesticidas organoclorados em tecidos de tartarugas-verdes (*Chelonia mydas*) provenientes da costa sudeste do Brasil: estudo da ocorrência em animais com e sem fibropapilomatose. 2013. 124 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, São Paulo

SEMAS, 2023. CEMIT Estatística. Disponível em: <https://semas.pe.gov.br/wp-content/uploads/2023/04/Estatisticas-67-Cont-10-Noronha.pdf>. Acesso em: 09 de novembro de 2023.

Schilling, A. C. and Batista, J. L. F. 2008. Suficiência amostral em florestas tropicais. *Revista Brasil. Bot.*, V.31, n.1, p.179-187, jan.-mar. 2008

Schmid, K. Reis-Filho, J. A. Harvey, E. et al. (2017). Vídeo subaquático remoto com isca como uma ferramenta não destrutiva promissora para avaliar assembleias de peixes em rios amazônicos de águas claras: testando o efeito da isca e do tipo de habitat. *Hidrobiologia* 784 , 93–109 (2017). <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2860-1>

Schmid, K. Giarrizzo, T. 2019. "More than Fish – The Potential of Baited Remote Underwater Video to Assess Freshwater Herpetofauna and Dolphins," *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia* 166(1), 1-7, (15 de outubro de 2019). <https://doi.org/10.1635/053.166.0117>

Schmid, K. Silva, F. R. M. Santos, B. J. V. Bezerra, N. P. A. Garla, R. C. Giarrizzo, T. 2020. First fish fauna assessment in the Fernando de Noronha Archipelago with BRUVS: Species catalog with underwater imagery. *Biota Neotropica* 20(4): e20201014. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2020-1014>

Schroeder, R. and Castello, J. P. Stock connectivity and management implications for migratory fishes. *Fisheries Research*, v. 84, p. 56–62, 2007.

Silverman, B. W. (1986). *Density Estimation for Statistics and Data Analysis*. Chapman & Hall.

SUAPE, 2023. Clima: Porto de Suape. Disponível em : <https://www.suape.pe.gov.br/pt/meio-ambiente>. Acesso em: 09 de novembro de 2023.

Ter Braak, C. J. F., & Prentice, I. C. (1988). A theory of gradient analysis. *Advances in Ecological Research*, 18, 271-317.

## Pernambuco.

Trobbiani, G. A. Wysiecki, A. M. Bovcon, N. D. Irigoyen, A. J. 2021. Using BRUVS to describe the fish assemblage and its seasonality in two shallow marine inlets within protected areas of Patagonia, Argentina. *Asociación Argentina de Ecología; Ecología Austral*; 31; 1; 4-2021; 170-181. <https://doi.org/10.25260/EA.21.31.1.0.1152>

Tittensor, D. Mora, C. Jetz, W. et al. Global patterns and predictors of marine biodiversity across taxa. *Nature* 466, 1098–1101 (2010). <https://doi.org/10.1038/nature09329>

Tittensor, D. P. Mora, C. Jetz, W. Lotze, H. K. Ricard, D. Berghe, E. Worm, B. Global patterns and predictors of marine biodiversity across taxa. *Nature*, v. 466, n. 7310, p. 1098–1101, 2010.

Tomé, T. M. Costa, B. M. Pinheiro, H. T. Floeter, S. R. Spatial subsidization of reef fisheries by mangroves and seagrass beds in Brazil. *Journal of Fish Biology*, v. 81, n. 6, p. 2067–2089, 2012.

Valbo-Jørgensen, J. Marmulla, G. and Welcomme, R. (2008). Migratory Fish Stocks in Transboundary Basins — Implications for Governance, Management and Research. 10.1007/978-1-4020-8924-4\_5.

Whitmarsh, S. K. Fairweather, P. G. Huveneers, C. 2016. What is Big BRUVver up to? Methods and uses of baited underwater video. *Rev Fish Biol Fisheries*. <https://doi:10.1007/s11160-016-9450-1>

Whitmarsh, S. K. Fairweather, P. G. Huveneers, C. What is Big BRUVver up to? Methods and uses of baited underwater video. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, v. 26, n. 1, p. 53–73, 2016.

## 5 - Considerações Finais

Através de um método de coleta de dados passivo, utilizando censo visual, sendo ele o BRUVS, foi possível o desenvolvimento deste trabalho, em uma zona de tráfego intenso de embarcações, foi exequível a observação da importante associação ecológica entre as ameaçadas de extinção com os parâmetros ambientais apresentados no CIPS, desta forma de fundamental importância estabelecer medidas de zoneamento e proteção desses indivíduos sensíveis a essa ação antrópica.

## 6 - Referência Bibliográfica

Bond, M.E. Babcock, E.A. Pikitch, E.K. Abercrombie, D.L. Lamb, N.F. Chapman, D. 2012. Reef Sharks Exhibit Site-Fidelity and Higher Relative Abundance in Marine Reserves on the Mesoamerican Barrier Reef. *PLoS ONE*, 7(3): e32983. doi:10.1371/journal.pone.0032983.

Branco, E. S. Feitosa, F. A. N. and Monte, M. J. F. 2002. Variação sazonal e espacial da biomassa fitoplanctônica relacionada com parâmetros hidrológicos no estuário de Barra das Jangadas (Jaboatão dos Guararapes – Pernambuco – Brasil). *Tropical Oceanography*, Recife: v. 30, n. 2, p. 79-96.

Brooks, E. Sloman, K. Sims, D. and Danylchuk, A. 2011. Validating the use of baited remote underwater video surveys for assessing the diversity, distribution and abundance of sharks in the Bahamas. *Endangered Species Research*, 13: 231–243.

Camhi, M. D. Valenti, S.V. Fordham, S.V. Fowler, S.L. and Gibson, C. 2009. The Conservation Status of Pelagic Sharks and Rays: Report of the IUCN Shark Specialist Group Pelagic Shark Red List Workshop. IUCN Species Survival Commission Shark Specialist Group. Newbury, UK. x + 78 p.

Cappo, M. Speare, P. and De'ath, G. 2004. Comparison of baited remote underwater video stations (BRUVS) and prawn (shrimp) trawls for assessments of fish biodiversity in inter-reefal areas of the Great Barrier Reef Marine Park. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 302: 123– 152.

Cappo, M. Stowar, M. Stieglitz, T. Lawrey, E. Johansson, C. and MacNeil, A. 2012. Measuring and communicating effects of MPAs on deep “shoal” fisheries. Proceedings of the 12th International Coral Reef Symposium. Cairns – Australia.

Carneiro, M. A. B. Farrapeira, C. M. R. and Silva, K. M. E. 2008. O manguezal na visão etnoecológica dos Pescadores artesanais do Canal de Santa Cruz, Itapissuma, Pernambuco, Brasil. *Biotemas*, 21(4):147-155.

CPRH, 2010. Zoneamento ambiental da Área de Proteção Ambiental - APA Santa Cruz – Itapissuma, Itamaracá e Goiana/PE. Fundação Apolônio Salles de Desenvolvimento Educacional. 91p.

Dennis, D. M. Milton, D. M. Skewes, T. D. Taranto, T. J. and Haywood, M. D. E. 2005. A rapid assessment of the finfish and shark resources on the shallow reefs in the Timor Sea MOU74 Box. *The Beagle Supplement*, 1: 185–198.

Edgar, G.J. Barrett, N.S. and Morton, A. J. 2004. Biases associated with the use of underwater visual census techniques to quantify the density and size-structure of fish populations. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 308: 269– 290.

Espinoza, M. Cappo, M. Heupel, M. R. Tobin, A. J. and Simpfendorfer, C. A. 2014. Quantifying Shark Distribution Patterns and Species-Habitat Associations: Implications of Marine Park Zoning. *PLoS ONE* 9(9): e106885. doi:10.1371/journal.pone.0106885.

Garciov-Filho, E. B. Simoni, M. E. R. Rêgo, M. G. Araújo, M. L. G. Oliveira, P. G. V. and Travassos, P. 2019. Reproductive Biology of *Cephalopholis fulva* (Linneus, 1758) caught in the north coast of Pernambuco. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* v14(2): p 134-142.

Haggitt, T. Freeman, D. and Lily, C. 2013. Baited Remote Underwater Video Guidelines. Prepared for the Department of Conservation Science and Technical Group, Wellington, 83 p.

Hazin, F. H. Burgess, G. and Carvalho, F. 2008. A shark attack outbreak off Recife, Pernambuco, Brazil: 1992–2006. *Bulletin of Marine Science*, 82: 199-212.

Hazin, F .H. V. & Afonso, A. S. 2014. A green strategy for shark attack mitigation off Recife, Brazil. *Animal Conserv.* 17:287-96.

Jales, M. C. Feitosa, F. A. N. Koenig, M. L. Bastos, R. B. and Longo, A. F. P. 2013. O ecossistema recifal de Serrambi (Pernambuco - Brasil): Composição fitoplanctônica. *Arquivos Ciências do Mar, Fortaleza*, Vol. 46(2). p. 27 – 39.

Lima, S. A. O. Andrade, H. A and Sousa, R. G. C. 2020. Dinâmica da pesca de peixes pelágicos de pequeno porte no estuário do canal de Santa Cruz (Pernambuco-Brasil). *Brazilian Journal of Development*. Curitiba, v 6, n 9, p73423-73435. DOI:10.34117/bjdv6n9-703.

Lowry, M. Folpp, H. Gregson, M. and Mckenzie, R. 2011. A comparison of methods for estimating fish assemblages associated with estuarine artificial reefs. *Brazilian Journal of Oceanography*, 59 (special issue CARAH): 119-131.

Malleta, D. and Pelletier, D. 2014. Underwater video techniques for observing coastal marine biodiversity: A review of sixty years of publications (1952–2012). *Fisheries Research*, 154: 44–62.

Marques, S. and Padovani, B. F. 2010. Composição e características da pesca de armadilhas no litoral norte de Pernambuco – Brasil. *Bol. Téc. Cient. CEPENE, Tamandaré - PE* - v. 18, n. 1, p. 49-60

MacNeil, M. A. Chapman, D. D. Heupel, M. et al. 2020. Global status and conservation potential of reef sharks. *Nature*. v 583, 801–806. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2519-y>

McCauley, D. J. McLean, K. A. Bauer, J. Young, H. S. and Micheli, F. 2012. Evaluating the performance of methods for estimating the abundance of rapidly declining coastal shark populations. *Ecological Applications*, 22: 385–392.

Meekan, M. & Cappel, M. 2004. Non-destructive techniques for rapid assessment of shark abundance in northern Australia. Produced for Australian Government Department of Agriculture, Fisheries and Forestry by the Australian Institute of Marine Science, Townsville, 29 p.

MMA, 2006.. Monitoramento dos Recifes de Corais do Brasil. Instituto do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Brasília, p250

Myers, R. A. and Worm, B. 2003. Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature*, 423: 280–283.

Reis-Filho, J. A. Schmidb, K. Harveyc, E. S. and Giarrizzob, T. 2019. Coastal fish assemblages reflect marine habitat connectivity and ontogenetic shifts in an estuary-bay-continental shelf gradient. *Marine Environmental Research*. 148 p 57-66. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2019.05.004>

Rolim, F. A. Langlois, T. Rodrigues, P. F. C. Bond, T. Motta, F. S. Neves, L. M. and Gadig, O. B. F. 2019. Network of small no-take marine reserves reveals greater abundance and body size of fisheries target species. *Plos One* 14(1): e0204970. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0204970>

Ruppert, J. L. Travers, M. J. Smith, L. L. Fortin, M. J. and Meekan, M. G. 2013. Caught in the middle: combined impacts of shark removal and coral loss on the fish communities of coral reefs. *PLoS ONE*, 8: e74648.

Simoni, M. E. R. Garciov-Filho, E. B. Oliveira, P. G. V. Rêgo, M. G. Hazin, F. H. V. & Travassos, P. 2019. Reproductive biology of the mutton hamlet on the coast of Pernambuco, northeastern Brazil. *Neotropical Biology and Conservation*. v14(2): p157–168. doi: 10.3897/neotropical.14.e37601

Struthers, D. Danylchuk, A. Wilson, A. and Cooke, S. J. 2015. Action Cameras: Bringing Aquatic and Fisheries Research into View. *Fisheries*, 40:502-512.

SUAPE, 2020. Acessado em 24/10/2020 as 11:39 horas. Disponível em: <http://www.suape.pe.gov.br/pt/institucional/historico-de-suape>

White, J. Simpfendorfer, C. A. Tobin, A. J. and Heupel, M. R. 2013. Application of baited remote underwater video surveys to quantify spatial distribution of elasmobranchs at an ecosystem scale. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 448: 281–288.

Whitmarsh, S. K. Fairweather, P. G. Brock, D. J. and Miller, D. 2014. Nektonic assemblages determined from baited underwater video in protected versus unprotected shallow seagrass meadows on Kangaroo Island, South Australia. *Marine Ecology Progress Series*, 503:205-218.

Whitmarsh, S. K. Fairweather, P. G. and Huveneers, C. 2016. What is Big BRUV ver up to? Methods and uses of baited underwater vídeo. *Rev Fish Biol Fisheries*. DOI:10.1007/s11160-016-9450-1

---

Nome e assinatura do orientador

---

---

Nome e assinatura do discente

---