UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE

Jade Beatriz Alves da Silva

DIVERSIDADE E ABUNDÂNCIA ESPAÇO-TEMPORAL DA ICTIOFAUNA NO LITORAL NORTE DE PERNAMBUCO

RECIFE, 2022

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE

DIVERSIDADE E ABUNDÂNCIA ESPAÇO-TEMPORAL DA ICTIOFAUNA NO LITORAL NORTE DE PERNAMBUCO

Discente: Jade Beatriz Alves da Silva

Orientador: Prof. Dr. Francisco Marcante Santana da Silva

Co-orientador (a): Profa. Dra. Ana Carla Asfora El-Deir

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade, da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como pré-requisito para obtenção do título de Mestra em Biodiversidade.
Linha de pesquisa: Dinâmica de comunidades.

RECIFE, 2022

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal Rural de Pernambuco
Sistema Integrado de Bibliotecas
Gerada automaticamente, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

S586d Silva, Jade Beatriz Alves
DIVERSIDADE E ABUNDÂNCIA ESPAÇO-TEMPORAL DA ICTIOFAUNA NO LITORAL NORTE DE PERNAMBUCO / Jade Beatriz Alves Silva. - 2022.
57 f. : il.

Orientador: Francisco Marcante Santana da Silva.
Coorientador: Ana Carla Asfora El El-Deir.
Inclui referências.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade, Recife, 2023.

1. Peixes. 2. Itamaracá. 3. Arrebentação. 4. Estuário. 5. Diversidade. I. Silva, Francisco Marcante Santana da, orient. II. El-Deir, Ana Carla Asfora El, coorient. III. Título

CDD 333.95

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE

DIVERSIDADE E ABUNDÂNCIA ESPAÇO-TEMPORAL DA ICTIOFAUNA NO LITORAL NORTE DE PERNAMBUCO

JADE BEATRIZ ALVES DA SILVA

Data de apresentação: 29 de julho de 2022

Orientador:_____

Prof. Dr. Francisco Marcante Santana da Silva

Examinador (a): _____

Titular: Prof. Dr. Mauro de Melo Júnior

Examinador (a): _____

Titular: Dr. Jonas Eloi de Vasconcelhos Filho

Examinador (a): _____

Suplente: Dr.ª Prof.ª Natália Carneiro Lacerda dos Santos

Examinador (a): _____

Suplente: Prof. Dr. Ralf Tarciso Silva Cordeiro

RECIFE, 2022

Agradecimentos

Agradeço a Deus por me manter firme e me permitir concluir essa dissertação, apesar do momento incerto e das dificuldades passadas, por me fazer seguir em frente mesmo quando estive desanimada.

Aos meus professores-orientadores, Francisco Marcante e Ana Carla El-Deir: vocês são pessoas incríveis, e de ótimo coração, os guardarei sempre comigo.

Aos meus pais e meus familiares que sempre acreditaram em mim e me apoiaram para cada dia mais buscar meus sonhos e conquistar meus objetivos. Obrigada pela confiança que depositam em mim sempre e me levam a acreditar que eu sou capaz de tudo.

Ao meu namorado, Túlio. Obrigada por estar ao meu lado, mesmo estando passando pela mesma situação, vivenciando as mesmas experiências, os mesmos estresses e as mesmas dúvidas. Ser do mesmo laboratório e da mesma turma em um momento como esse não é fácil, mas não escolheria outra pessoa para dividir esse momento comigo, se sou mais forte hoje é porquê tive você para dividir o fardo comigo.

A Yoná, obrigada por estar presente na minha vida, por escutar meus desabafos, por vivenciar meus estresses e por me acalmar quando eu mais precisava, por me fazer acreditar que daria tudo certo apesar dos pesares. Você é uma das pessoas mais especiais que tenho nessa vida.

Aos meus amigos acadêmicos e não acadêmicos, que estiveram disponíveis para escutar nem que fosse um pouco dos meus aperreios e me acalmar, ou até mesmo desabafar comigo situações parecidas e me fazer sentir acolhida e compreendida.

A todas as pessoas que me ajudaram nas coletas e nas análises em laboratório, sendo eles integrantes ou não do laboratório. Se esse trabalho foi concluído é por causa de vocês também, é o nosso trabalho em conjunto que chegou até aqui. Obrigada por toda a ajuda.

A Base de Piscicultura Ornamental e Pesquisa Marinha (POPMAR- UFRPE) e ao seu gestor, o Prof. Ricardo Gama, que nos deu todo o suporte durante as coletas como ponto de apoio.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001, por meio de bolsa de estudo e da verba PROAP.

Agradeço ao programa de Pós-Graduação em Biodiversidade (PPGBio-UFRPE), que me deu a oportunidade de aperfeiçoar meus conhecimentos e crescer tanto como pessoa, como profissionalmente dentro do vasto mundo da pesquisa científica.

Sumário

RESUMO…. vi
ABSTRACT vii
FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA..... 1
REFERÊNCIAS..... 3
ARTIGO..... 8
RESUMO..... 9
INTRODUÇÃO. 9
MATERIAL E MÉTODOS… 11
RESULTADOS..... 16
DISCUSSÃO…..... 32
CONCLUSÃO… 37
REFERÊNCIAS..... 38

Resumo

Estudos sobre distribuição e uso dos diferentes habitats costeiros por espécies de peixes são de grande importância para a conservação e/ou uso sustentável destes ambientes e dos seus recursos. A comunidade íctica apresenta mudança estruturais e em seus índices ecológicos, tais como diversidade e riqueza, em diferentes habitats. Assim, o presente estudo tem como objetivo analisar a estrutura da assembleia íctica em um gradiente marinho-estuarino do litoral norte de Pernambuco, a fim de avaliar possíveis diferenças temporais e espaciais em sua estrutura, abundância e índices ecológicos. O trabalho foi realizado na Ilha de Itamaracá, próximo à foz do rio Jaguaribe, através de coletas mensais durante um ciclo anual, sempre na maré baixa diurna da lua nova. Foram realizados arrastos utilizando-se rede do tipo mangote, com 20 m de comprimento, 1,5 m de altura e 5 mm de abertura de malha. Os arrastos com réplicas foram realizados em dois pontos: 1) na zona de arrebentação (costeira marinha), e 2) no estuário do rio Jaguaribe (próximo à desembocadura). Os indivíduos coletados foram eutanasiados imersos em solução de Eugenol, de acordo com CONCEA, etiquetados e fixados in situ, em formalina a 10%. Em seguida, foram levados ao laboratório onde foram conservados em etanol a 70% e, posteriormente, identificados até o menor nível taxonômico possível. Foi quantificado o número de indivíduos por espécie, a fim de correlacionar a abundância com as variações espaço-temporais. As variáveis ambientais temperatura e salinidade da água foram medidas in situ, em cada ponto de coleta, utilizando-se termômetro e refratômetro. Os dados obtidos foram analisados de acordo com à riqueza de espécies, a abundância relativa (%), através dos índices ecológicos: Riqueza de Margalef, dominância de Simpson, diversidade de Shannon-Wiener, e equitabilidade de Pielou. Foi realizado o teste do Qui-quadrado, a fim de verificar se há diferença significativa ou não entre as amostras. A ordenação do tipo nMDS e o teste de ANOSIM foram realizados para avaliar se há diferenças entre os pontos e períodos do ano. Foram identificados 11.032 indivíduos, sendo a família Engraulidae a mais representativa (35,57%). A zona de arrebentação foi o ponto de maior abundância e riqueza, com 7.795 indivíduos e 58 espécies, sendo as famílias Engraulidae e Polynemidae as mais representativas (50,19%) e (13,30%) respetivamente, já o estuário apresentou as famílias Clupeidae e Tetraodontidae como as mais abundantes (51,53%) e (14,89%) respetivamente. *Lile piquitinga* foi a espécie de maior abundância, seguida por *Polydactylus virginicus* e *Haemulopsis*

corvinaeformis. O período chuvoso foi o responsável pela maior biomassa, já o ponto de maior biomassa foi zona de arrebentação, ocorrendo durante o período seco. Os pontos demonstraram diferenças tanto na sua composição, abundância e índices ecológicos, sendo estuário o ponto de maior dominância (D= 0,29), enquanto a zona de arrebentação apresentou maior diversidade de Shannon (H= 2,61) e riqueza de Margalef (D = 6,89). Apesar da zona de arrebentação apresentar a maior abundância e os maiores índices de diversidade, riqueza e equitalibilidade em relação ao estuário, nota-se a grande importância de ambas as áreas para diversas espécies de peixes em diversos estágios de vida, sendo bastante utilizadas como áreas de reprodução e recrutamento de jovens, evidenciando a importância da conservação dessas regiões.

Palavras-chave: Peixes, Itamaracá, Arrebentação, Estuário, Diversidade

Abstract

Studies on the distribution and use of different coastal habitats by fish species are of great importance for the conservation and/or sustainable use of these environments and their resources. The fish community presents changes in its structural and ecological indices such as diversity and richness in different habitats. Thus, the present study aims to analyze the structure of the fish assemblage in a marine-estuarine gradient of the northern coast of Pernambuco, in order to evaluate possible temporal and spatial differences in its structure, abundance and ecological indices. The work was carried out at Itamaracá Island, near the mouth of the Jaguaribe River, through monthly collections during an annual cycle, always at low tide during the new moon. Drags were performed using a mangote net with 20 m long, 1.5 m high and 5 mm mesh opening. The drags with replicates were carried out at two points: 1) in the reef zone (marine shore), and 2) in the Jaguaribe River estuary (near the mouth). The individuals collected were euthanized and immersed in Eugenol solution according to the CONCEA, then labeled and fixed in situ in 10% formalin, taken to the laboratory where they were preserved in 70% ethanol, and later identified to the lowest possible taxonomic level. The number of individuals per species was quantified in order to correlate the abundance with spatial-temporal variations. The environmental variables water temperature and salinity were measured in situ at each collection point, using a thermometer and refractometer. The data obtained were analyzed according to species richness, relative abundance (%), through the ecological indices: Margalef's richness, Simpson's dominance, Shannon-Wiener's diversity, and Pielou's

equitability. The Chi-square test was performed in order to verify whether there is a significant difference or not between the samples. The nMDS ordination and the ANOSIM test were performed to assess whether there are differences between points and periods of the year. A total of 11,032 individuals were identified, with the Engraulidae family being the most representative (35,57%). The bursting zone was the point of greatest abundance and richness, with 7,795 individuals and 58 species, and the Engraulidae and Polynemidae families were the most representative (50,19%) e (13,30%) respectively, while the estuary presented the Clupeidae and Tetraodontidae families as the most abundant (51,53%) e (14,89%) respectively. *Lile piquitinga* was the species of greatest abundance, followed by *Polydactylus virginicus* and *Haemulopsis corvinaeformis.* The rainy season was responsible for the highest biomass. The site with the highest biomass was the bursting zone, during the dry season. The points showed differences in their composition, abundance and ecological indexes, being estuary the point of greatest dominance (D= 0.29), while the bursting zone presented the greatest Shannon diversity (H= 2.61) and Margalef richness (D= 6.89). Although the subtidal zone presented the highest abundance and the highest diversity, richness and equitability indexes in relation to the estuary, it is evident the great importance of both areas for several fish species in several life stages, being used as breeding and recruitment areas for young fish, showing the importance of the conservation of these regions.

Keywords: Fishes, Itamaracá, Surf zone, Estuary. Diversity

1. Fundamentação Teórica

A ictiofauna é representada por indivíduos exclusivamente aquáticos, podendo habitar, mares, lagunas, lagos, rios, entre outros. Atualmente, a plataforma virtual Fishbase conta com 34700 espécies de peixes (FROESE; PAULY, 2020), que apresentam as mais diversas adaptações morfológicas, permitindo que as espécies deste grupo ocupem uma gama altíssima de habitats, apresentando assim, grande diversidade (POUGH; JANIS; HEISER, 2008). Desde a antiguidade, são de grande importância para a humanidade, tendo sido originalmente exploradas como recursos alimentares e, posteriormente, sendo utilizadas como objeto da medicina tradicional e na socio-economia (ALVES, 2015; ANDRADE; COSTA-NETO, 2005; COSTA; SOUZA-CONCEIÇÃO, 2016; PINTO *et al.*, 2018).

No Brasil, é comum a prática da pesca artesanal como subsistência, a qual é realizada de forma autônoma ou em parcerias, com o auxílio de apetrechos relativamente simples, sendo o produto dessa prática utilizado para uso familiar e/ou comercializado em pequena escala (DIEGUES, 1983; RIOS, 1976). Na região Nordeste do Brasil, a maior parte da produção pesqueira é oriunda da pesca artesanal, dado a sua extensa região litorânea e a presença de espécies de interesse econômico, como sardinhas, cioba, tainhas, pescadas, pampos, xaréu, entre outros (EL-DEIR, 2005; FAVERO, 2019; LIRA; TEIXEIRA, 2008; MAGNO; SEVERI, 2009; SARMENTO-SOARES, 2017).

Em todo o mundo, a ictiofauna se destaca por sua elevada importância ecológica pois, apresentam-se como elos na teia trófica, estando presentes tanto nos níveis mais basais como no topo, sendo assim, responsáveis pelo transporte de energia na mesma, bem como possuindo papel importante na regulação de algumas populações, podendo ser consideradas espécies-chave no ecossistema (BORNATOWSKI, 2014). Os peixes são excelentes bioindicadores da qualidade ambiental, podendo refletir distúrbios em diversas escalas, como por exemplo, poluição por descarte inadequado de dejetos humanos, vazamentos de óleo, entre outros (FREITAS; SIQUEIRA-SOUZA, 2009). A utilização da ictiofauna como bioindicadora ambiental é bastante eficaz, pois esses indivíduos podem refletir alterações no ambiente através de parâmetros fisiológicos, como por exemplo, alterações cardíacas, respiratórias, reprodutivas, e até mesmo, morfológicas (USEPA, 1999), bem como alterações nos índices de diversidade (FEITOSA, 2005; KODO FILHO, 2006; CHÁVEZ LOOR; LITARDO DEMERA, 2019).

Dentre as regiões costeiras habitadas pela ictiofauna, as zonas de arrebentação apresentam grande importância, por serem locais de elevada produtividade, tendo o fitoplâncton como o principal produtor primário desses ambientes, sendo esses, um dos principais recursos alimentares para diversos consumidores, como por exemplo, peixes herbívoros (SOUZA *et al.*, 2009). Usualmente, os ambientes costeiros são utilizados por peixes na fase jovem em busca de proteção contra predadores e para a alimentação (PESSANHA; ARAÚJO, 2003), assim, a exploração demasiada dessas áreas pode afetar diretamente as comunidades ali presentes. Com o avanço acelerado da globalização, essas regiões vêm sofrendo uma alta ocupação, inicialmente para veraneio e posteriormente como local de moradia fixa, e utilização dessa região como meio de sustento de comunidades de pescadores, principalmente nas regiões de praias (MDZC, 2018). Com o crescimento populacional, as regiões costeiras estão cada vez mais sendo utilizadas para o lazer e ocupadas por investimentos imobiliários e propiciando um adensamento populacional nessa região. Consequentemente, o impacto antrópico nesse ecossistema apresentou aumento, sendo este, atualmente, considerado um ambiente altamente impactado (CUNHA, 2005).

A costa brasileira apresenta uma área de aproximadamente 514 mil km^2, destes, 324 mil km^2 correspondem a área territorial de 395 municípios, pertencentes a 17 estados (MMA, 2008). A densidade demográfica desta região corresponde a 87 habitantes/km^2, apresentando a concentração de 13 capitais metropolitanas que abrigam milhões de pessoas, sendo isto, responsável por altos impactos antrópicos nessas regiões (PRATES; GONÇALVES; ROSA, 2012). O estado de Pernambuco possui uma costa com extensão de 187 km, sendo caracterizada principalmente por praias arenosas, pontais rochosos, restingas, manguezais extensos e áreas estuarinas (CERQUEIRA *et al*., 2018).

Além das regiões de arrebentação, as zonas estuarinas também são áreas de grande importância, pois se caracterizam pela alta produtividade e alterações físico-químicas constantes (ESKINAZI-SANT'ANNA; TUNDISI, 1996; ROBERTSON; BLABER, 1992). A dinâmica das marés nesse ambiente proporciona a ciclagem da matéria orgânica, trazendo alimentos e resultando em ambientes mais férteis (ODUM; BARRET, 2004). Diversas espécies nectônicas fazem uso dessas áreas, apresentando uma alta abundância e diversidade de peixes (YÁÑEZ-ARANCIBIA; LARA-DOMINGUEZ; DAY, 1993). Em razão de sua alta produtividade primária e a abundância de locais de abrigo, essas zonas são bastante utilizadas por diversas espécies de peixes, tanto em sua fase inicial de vida como adultos (RICKLEFS, 1993).

Estudos realizados no litoral norte de Pernambuco (EL-DEIR, 2005; LIRA; TEIXEIRA, 2008; MAGNO; SEVERI, 2009; FAVERO, 2019) mostram que essa região apresenta uma grande diversidade de espécies de peixes, muitas dessas sendo de grande interesse econômico e de subsistência de pescadores locais. El-Deir (2005), por exemplo, observou a importância do estuário do rio Jaguaribe, no litoral norte de Pernambuco, como berçário para diversas espécies de interesse econômico, local este, utilizado pelas fases iniciais de vida e de jovens, sobretudo como abrigo contra predadores, além de ser uma região com elevada disponibilidade de alimentos. Análises ecológicas baseadas em índices bióticos, permitem reunir informações sobre os atributos da comunidade biológica, refletindo os requerimentos de determinadas espécies, a sensibilidade ou tolerância a determinadas condições ambientais (FLORES-LOPES; CETRA; MALABARBA, 2010). Os dados obtidos através do uso desses índices podem ser apresentados de forma qualitativa (presença ou ausência) ou quantitativa (abundância relativa ou densidade absoluta) (MASON, 1991).

Estudos sobre riqueza e diversidade de espécies de peixes apresentam elevada importância para a avaliação da qualidade ambiental (VIEIRA; SHIBATTA, 2007), bem como para a compreensão de como essas comunidades estão estruturadas. Índices ecológicos são amplamente utilizados como indicadores da qualidade dos sistemas ecológicos, permitindo entender como determinadas comunidades estão estruturadas em diversos ambientes (MAGURRAN, 1988). Assim, faz-se necessário estudos sobre a diversidade, riqueza e abundância da comunidade ictiofaunística presente nessas regiões, bem como sua estruturação em diferentes habitats.

2. Referências

ALVES, R. R. N.; SOUTO, W. M. S. Etnozoologia: uma breve introdução. **Etnobiologia e conservação** , v. 4, 2015.

ANDRADE, J. N.; COSTA-NETO, E. M. Primeiro registro da utilização medicinal de recursos pesqueiros na cidade de São Félix, Estado da Bahia, Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 27, n. 2, p. 177-183, 2005.

BORNATOWSKI, Hugo. Importância ecológica dos tubarões e raias em uma rede trófica na Costa Sul do Brasil. 2014.

Cerqueira, A. C., Milani, I. C. B. e Pinheiro, A. A. L., (2018). MAPEAMENTO DAS ESTRUTURAS DE DEFESA LITORÂNEA E MITIGAÇÃO DE PROCESSOS EROSIVOS EM PERNAMBUCO - BRASIL. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*.

CHÁVEZ LOOR, J. R.; LITARDO DEMERA, O. F. **Ictiofauna como bioindicador da qualidade da água no rio de junco**. 2019. Trabalho de Conclusão de Curso. Meia: ESPAM MFL.

COSTA, M. D. P.; SOUZA-CONCEIÇÃO, J. M. Composição e abundância de ovos e larvas de peixes na baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 4, n. 3, p. 372-382, 2009.

CUNHA, I. Desenvolvimento sustentável na costa brasileira. **Revista Galega de Economia**, v. 14, n. 1-2, p. 1-14, 2005.

DA ZONA COSTEIRA, Atualização do Macrodiagnóstico. RELATÓRIO FINAL. 2018.

DIEGUES, A. C. S. **Pescadores, camponeses e trabalhadores do mar**. 1983.

EL-DEIR, A. C. A. **Composição e distribuição espaço-temporal de formas iniciais de peixes no estuário do rio Jaguaribe, Itamaracá, litoral norte de Pernambuco, Brasil**. 2005. Tese de Doutorado. Tese de doutorado, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa.

ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M.; TUNDISI, J. G.. Zooplâncton do estuário do Pina (Recife-Pernambuco-Brasil): composição e distribuição temporal. **Revista Brasileira de Oceanografia**, v. 44, n. 1, p. 23-33, 1996.

FAVERO, F. L. T. **DIVERSIDADE FUNCIONAL DA ICTIOFAUNA DA ZONA DE ARREBENTAÇÃO DE JAGUARIBE, ITAMARACÁ, LITORAL NORTE DE PERNAMBUCO**. 2019. Tese de Doutorado. Universidade Federal Rural de Pernambuco.

FEITOSA, Caroline Vieira. **Influência do turismo sobre a ictiofauna recifal das Galés de Maragogi (AL) e Parrachos de Maracajaú (RN)**. 2005. Dissertação de Mestrado.

Universidade Federal de Pernambuco.

FLORES-LOPES, F.; CETRA, M.; MALABARBA, L. R.. Utilização de índices ecológicos em 5ssembleias de peixes como instrumento de avaliação da degradação ambiental em programas de monitoramento. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 183-193, 2010.

FREITAS, C. E. C.; SIQUEIRA-SOUZA, F. K. O uso de peixes como bioindicador ambiental em áreas de várzea da bacia amazônica. **Revista Agrogeoambiental**, v. 1, n. 2, 2009.

FROESE, R.; PAULY, D. Editors. 2019. Fishbase**.** World Wide Web Eletronic Publication. Version(08/2019). Disponível em: < http://www.fishbase.org/>. Acesso em: 20, dez., 2020.

JOWETT, I. G.; RICHARDSON, J. Fish communities in New Zealand rivers and their relationship to environmental variables. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 37, n. 2, p. 347-366, 2003.

KODO FILHO, A. K. **Uso de biomarcadores de contaminação ambiental na avaliação do impacto do vazamento de óleo derivado de petróleo em ecossistemas de água doce**. 2006. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná.

LIRA, A. K. F.; TEIXEIRA, S. F. Ictiofauna da praia de Jaguaribe, Itamaracá, Pernambuco. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 98, n. 4, p. 475-780, 2008.

MAGNO, F. S. S.; SEVERI, W. Composição e estrutura da assembleia de peixes da zona de arrebentação da praia de Jaguaribe, Itamaracá (PE). **Bioikos**, 2009.

MASON, C. F. 1991. Biology of freshwater pollution. 2nd ed. Longman Scientific & Technical, London, 351p.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Macrodiagnóstico da Zona Costeira e Marinha do Brasil**. Brasília: MMA, 2008c. 242 p.

ODUM, Eugene Pleasants; BARRETT, Gary W. **Fundamentals of Ecology**. 5. Ed. [*S. l.*]: Cengage Learning, 2004. 624 pp.

PESSANHA, A. L. M.; ARAÚJO, F. G. Spatial, temporal and diel variations of fish assemblages at two sandy beaches in the Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 57, n. 5-6, p. 817-828, 2003.

PINTO, M. F.; OLIVEIRA, T. P. R.; ROCHA, L. A; ALVES, R. R. N. (2018). Pessoas e recursos pesqueiros. **Ethnozoology,** *119-149.* Doi: 10.1016 / b978-0-12-809913-1.00008-9.

POUGH, F. H.; JANIS, J. B. HEISER, J. B. **A vida dos vertebrados**. 4 ed. São Paulo: Atheneu, 2008.

PRATES, A. P. L.; GONÇALVES, M. A.; ROSA, M. R. Panorama da conservação dos ecossistemas costeiros e marinhos no Brasil. Brasília: MMA, 2012. 152 p.

RICKLEFS, R. E. **A Economia da Natureza**. 3 ed. Guanabara Koogan. Rio de Janeiro. 1993. 470p.

RIOS, G. S. L. A pesca artesanal como parte do setor de subsistência. Sua abordagem sociológica. **Ciência e Cultura**, v. 28, n. 4, p. 397-406, 1976.

ROBERTSON, A. I.; BLABER, S. J. M. Plankton, epibenthos and fish communities. **Tropical mangrove ecosystems**, v. 41, p. 173-224, 1992.

SARMENTO-SOARES, L. M. *et al.* Ictiofauna das ecorregiões de água doce e marinhas do nordeste brasileiro. **Boletim Sociedade Brasileira de Ictiologia**, v. 122, p. 16-35, 2017.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENGY. United States Office of Emergency. Environmental Protection and Remedial. Oil Program Center. **Understanding oil spills and oil spill response in freshwater environments**. Washington, 1999.

YÁÑEZ-ARANCIBIA, A.; LARA-DOMÍNGUEZ, A. L.; DAY, J. W. Interactions between mangrove and seagrass habitats mediated by estuarine nekton assemblages: coupling of primary and secondary production. **Hydrobiologia**, v. 264, n. 1, p. 1-12, 1993.

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE

DIVERSIDADE E ABUNDÂNCIA ESPAÇO-TEMPORAL DA ICTIOFAUNA NO LITORAL NORTE DE PERNAMBUCO

Jade Beatriz Alves da Silva, Túlio Bernardo Caxias de Oliveira, Ana Carla Asfora El-Deir, Francisco Marcante Santana da Silva

A ser submetido a revista Marine & Freshwater Research, Qualis A3
https://www.publish.csiro.au/mf/forauthors/AuthorInstructions

RECIFE, 2022

DIVERSIDADE E ABUNDÂNCIA ESPAÇO-TEMPORAL DA ICTIOFAUNA NO LITORAL NORTE DE PERNAMBUCO

Jade Beatriz Alves da Silva[1], Túlio Bernardo Caxias de Oliveira[1], Ana Carla Asfora El-Deir[1], Francisco Marcante Santana da Silva[12]

[1]Universidade Federal Rural de Pernambuco, Departamento de Biologia, Rua Dom Manuel de Medeiros, s/ n, Dois Irmãos, Recife - PE, 52171-900, Brasil

[2]Universidade Federal Rural de Pernambuco, Av. Gregório Ferraz Nogueira, s/n - Serra Talhada, PE, 56909-535, Brasil

RESUMO

Estudos em regiões costeiras permitem entender como comunidades ícticas estão estruturadas. A zona de arrebentação apresenta maior diversidade, riqueza e abundância em relação ao estuário. Assim, objetivou-se analisar a estrutura da assembleia íctica em um gradiente marinho-estuarino na Ilha de Itamaracá - Pernambuco, Brasil, ao longo do ano, avaliando possíveis diferenças temporais e espaciais em sua estrutura, abundância e índices ecológicos. Foram realizados arrastos de praia com réplicas mensais na zona de arrebentação, e no estuário do rio Jaguaribe. As variáveis ambientais temperatura e salinidade foram medidas in situ. Foram analisadas a Riqueza de Margalef, diversidade de Shannon-Wiener, dominância e equitabilidade. Foi realizado o teste do Qui-quadrado, e análise de Cluster entre os meses e pontos, a fim de identificar diferenças entre os mesmos. Foram identificados 11032 indivíduos, a maioria jovens. *Lile piquitinga* foi a espécie de maior abundância. A zona de arrebentação apresentou maior abundância, diversidade, riqueza e equitabilidade. O estuário apresentou a maior dominância de espécies. A assembleia íctica mostrou diferença entre os dois pontos, sendo a arrebentação mais diversa e rica. Por serem áreas de alta diversidade e riqueza, sendo usadas para reprodução e recrutamento de jovens, é de grande importância sua conservação e manejo sustentável.

Palavras-chave: Arrebentação, estuário, Itamaracá, peixes, tropical, diversidade, riqueza, juvenil

Introdução

As regiões costeiras são importantes zonas de transição para recrutamento de larvas e a desova de peixes, sendo consideradas como ambientes de grande transferência de energia,

principalmente nas zonas de arrebentação, propiciada pelo efeito das ondas (Cowley *et al.*, 2001). Por apresentarem grande movimentação das massas de água, são excelentes locais para proteção contra predadores, além de serem responsáveis por trocas genéticas que ocorrem entre os ambientes terrestre e marinho (Prates *et al.*, 2012).

Bem como as zonas de arrebentação, as regiões estuarinas presentes nas zonas costeiras, são locais de grande importância, pois se apresentam como áreas de confluência de águas fluviais e marinhas, propiciando uma hidrodinâmica favorável a retenção de nutrientes e assim, sustentando uma elevada atividade biológica, tornando-se locais de intensa ocupação de peixes e outros organismos aquáticos (Duarte e ViEIRA, 1997). Os estuários são comumente conhecidos por serem berçários naturais, sendo importantes para a manutenção e sustentabilidade dos recursos pesqueiros, pois, propiciam abrigo para diversas espécies que vivem associadas ao manguezal (Baran e Hambrey, 1998). Atualmente, as regiões costeiras vêm sofrendo uma sobre-exploração dos seus recursos ao redor do mundo. Além disto, a ocupação dessas áreas pela população humana sem o devido controle, vêm ocasionando a redução destas áreas e no aumento do descarte irregular de resíduos provenientes de atividades antrópicas, resultando em danos imensuráveis a fauna e flora desses ambientes (Prates *et al.*, 2012).

O uso de índices de diversidade permite avaliar a qualidade de determinadas áreas, sendo frequentemente vistos como indicadores da qualidade dos ecossistemas (Magurran, 1988; Bruschi Jr. *et al*., 2000; Lobo *et al*., 2002; Ferreira e Casatti, 2006; Cetra *et al*., 2009). Estudos sobre diversidade, riqueza, distribuição e abundância de habitats por comunidades de peixes são de grande importância na determinação do potencial de restauração da biodiversidade, na conservação e na avaliação de possíveis efeitos do manejo nos ambientes aquáticos (Jowett e Richardson, 2003). Assim, o presente estudo objetiva-se avaliar possíveis diferenças nos índices ecológicos da assembleia íctica do

litoral norte de Pernambuco, em diferentes habitats e períodos do ano, colaborando com medidas de conservação e preservação dessas áreas.

Material e Métodos

Área de estudo

A Ilha de Itamaracá está situada a 50 km ao norte do Recife, entre as coordenadas 07º 41' e 07º 49' de latitude sul e 034º 49' e 034º 54' de longitude oeste (Almeida e Vasconcelos Filho, 1997). Apresenta uma área territorial de 66770 km² e densidade demográfica de 328,17 hab/km² (IBGE, 2010; IBGE 2018). A caracterização hídrica da Ilha é representada por dois rios: o rio Paripe e o rio Jaguaribe, sendo este, local do presente estudo. O rio Jaguaribe se apresenta como o mais importante curso de água da Ilha, tendo sua foz localizada nas coordenadas 07º43'08" e 07º45'32" de latitude sul e 034º50'14" e 034º51'05" de longitude oeste. A região litorânea é caracterizada pela presença de vegetação de mangue, apresentando as espécies mais comuns, como, o vermelho (*Rhizophora mangle*), o branco (*Laguncularia racemosa*) e o mangue sereíba (*Avicennia* sp.) (Lucena de Albuquerque, 2009).

Segundo Lira e Teixeira (2008), a praia de Jaguaribe pode ser classificada como praia urbana apresentando alta ocupação antrópica. O rio Jaguaribe possui sua nascente localizada na porção centro-sul da Ilha de Itamaracá, sua bacia ocupa uma área de 24,9% do município de Itamaracá e 1,2% da superfície do litoral norte de Pernambuco, o seu estuário integra o complexo estuarino de Itamaracá, apresentando uma superfície estimada de 171 hectares (Cprh, 2003).

Coleta de dados

Foram realizadas coletas de peixes através de arrastos de praia, utilizando-se de rede do tipo mangote com 20 m de comprimento, 1,5 m de altura e 5 mm de abertura de malha. Os arrastos foram realizados uma vez por mês, no período de um ano (agosto/2020 a julho/2021) durante a maré baixa diurna da lua nova (período correspondente a maré de sizígia). Foram realizados arrastos em dois pontos, sendo eles: "ARR" zona de arrebentação, localizada ao sul da desembocadura do rio Jaguaribe (7°43'53"S 34°49'29"W) e, "EST" no estuário do rio Jaguaribe (7°43'35"S 34°49'51"W), onde foram realizadas réplicas em cada ponto (Fig. 1). Os indivíduos coletados foram eutanasiados a partir de imersão em solução de Eugenol, de acordo com Conselho Nacional de Controle de Experimentação Animal (Concea, 2013). Em seguida, foram etiquetados, fixados *in situ* em formalina a 10%, e, posteriormente, levados ao laboratório e conservados em álcool a 70%. O estudo possui autorização da Comissão de Ética no Uso de Animais (CEUA) nº 8041270520 e do SISBio nº 73239-2.

As variáveis ambientais (temperatura e salinidade) da água foram medidas *in situ*, em cada ponto de coleta, através do uso de termômetro e refratômetro.

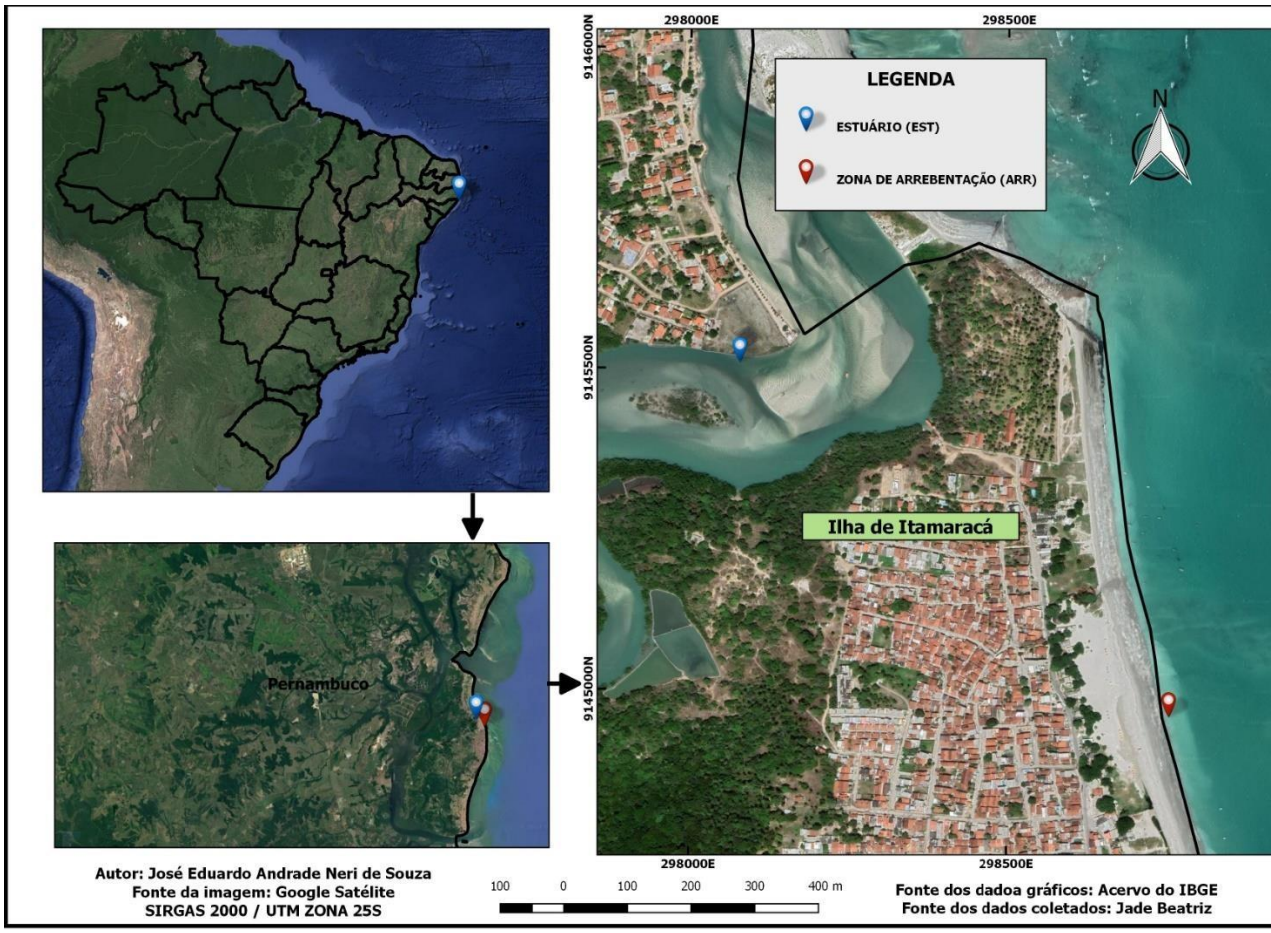


Fig. 1. Mapa dos pontos de coleta, P1) zona de arrebentação; P2) estuário do rio Jaguaribe.

Procedimentos em laboratório

Os indivíduos foram identificados até o menor nível taxonômico possível, segundo as referências bibliográficas de Figueiredo e Menezes (1980, 2000), Menezes e Figueiredo (1985), Carpenter (2002), e Araújo *et al.* (2004). Espécies testemunho foram depositadas na coleção ictiológica da UFRPE. Para cada indivíduo, foi mensurado o comprimento padrão (CP) e o peso total (PT).

Análise de dados

Os dados obtidos foram analisados de acordo com a riqueza de espécies, e a abundância relativa (%), através dos índices ecológicos:

a) Índice de Margalef ($d = \frac{(S-1)}{ln\ N}$) (Margalef, 1983) – Expressa a riqueza de espécies, levando em consideração o número de espécies (S-1) e o log (base 10 ou natural) do número total de indivíduos (Magurran, 2011),

   Onde: S = número de espécies amostradas; N= número total de indivíduos em todas as espécies.

b) Índice de Simpson ($D = \sum p_i^2$) (Simpson, 1949) – Expressa a dominância das espécies e a probabilidade dos indivíduos selecionados aleatoriamente pertencerem a mesma espécie. Possui amplitude de 0 a 1, quanto mais alto for, maior a probabilidade dos indivíduos pertencerem a mesma espécie, apresentando assim, maior dominância e menor diversidade (Uramoto *et al.*, 2005).

   Onde: p_i = proporção de cada espécie, para i variando de 1 a S (Riqueza).

c) Índice de Shannon-Wiener ($H' = -\sum p_i ln\ p_i$) (Magurran, 2011) – Expressa a diversidade, levando em consideração o número de espécies e a distribuição destes.

   Onde: S é o número de táxons e *P* é a proporção da amostra para i espécies.

d) Índice de Pielou ($J' = \frac{H^F}{\ln S}$) (Magurran, 2011) – Expressa a análise da equitabilidade, referindo-se ao padrão da distribuição dos indivíduos entre as espécies, os valores variam entre 0 e 1, para um mínimo e máximo de uniformidade (Moço *et al.*, 2005; Rode *et al.*, 2009).

Onde: H' = índice de diversidade de Shannon-Wiener; S = número total de espécies.

Os índices de diversidade foram selecionados levando em consideração suas propriedades conceituais e estatísticas, através de quão ricas, raras ou comuns são as espécies (Magurran, 2004; Farriols *et al.*, 2017). Para a obtenção da equitabilidade de Pielou (J) e dominância de Simpson (D), foram utilizados dados de abundância relativa, enquanto que a riqueza de Margalef e a diversidade de Shannon-Wiener foram estimados utilizando dados de abundância (KREBS, 1999; MAGURRAN, 1988; MAGURRAN, 2004). Foi realizado o teste de similaridade de Bray-Curtis ($d_{jk} = 1 - \frac{\sum_i |x_{ji} - x_{ki}|}{\sum_i (x_{ji} + x_{ki})}$) (Bray e Curtis, 1957), a fim de analisar a similaridade entre os pontos de coleta e os períodos seco e chuvoso do ano.

Foi calculado o teste do Qui-quadrado (P = 0,05), a fim de inferir se houve ou não diferenças significativas entre pontos e meses para as análises citadas anteriormente, bem como uma análise de Escalonamento Multidimencional Não-métrico (nMDS), e o teste de ANOSIM, para avaliar se há diferenças entre os pontos e períodos do ano. Foi realizada uma Análise de Correspondência Canônica (CCA) para avaliar se há influência da salinidade e temperatura entre os pontos amostrados. As análises foram realizadas utilizando o programa Palaeontological Statistics (PAST), seguindo as recomendações de Zar (2010). Em todas as

análises foi considerado o nível de significância de 5%.

Os períodos seco e chuvoso foram definidos seguindo os índices pluviométricos mensais disponibilizados pela APAC (Agência Pernambucana de Águas e Clima) (2020). Sendo os meses de março a agosto os de maiores pluviosidades, correspondendo ao período chuvoso, enquanto que o período seco, são os meses de setembro a dezembro, bem como, janeiro e fevereiro, estes apresentando menores índices pluviométricos.

Resultados

Os dados abióticos apresentaram pouca variação ao longo dos meses e locais amostrados, com média de 29,9 ± 1,3 °C e coeficiente de variação 4,2%, para temperatura no estuário. Na arrebentação, a média da temperatura foi de 31,2 ± 1,9°C, com coeficiente de variação 6,3%. A salinidade apresentou média de 36,6 ± 5,5 e coeficiente de variação 18,5%, no estuário, e na arrebentação a média foi de 36,3 ± 3,0 e coeficiente de variação, 9,9.

Foram identificados 11032 indivíduos, pertencentes a 15 ordens, 30 famílias e 75 espécies (Tabela 1), apresentando biomassa total de 35,39 quilogramas. As espécies da família Engraulidae não foram identificadas devido a quantidade e dificuldade de separação dos indivíduos, não sendo inseridos nas análises dos índices ecológicos. As ordens mais representativas foram Clupeiformes (62,13%), seguida de Perciformes (25,18%) e Tetraodontiformes (4,46%). As famílias mais representativas foram Engraulidae (35,57%), Clupeidae (24,12%), e Polynemidae (9,40%) (Fig. 2).

Tab 1. Listagem taxonômica dos peixes identificados nos dois pontos de amostragem (arrebentação, ARR, e estuário, EST), da região de Jaguaribe. Amplitude de comprimento padrão (CP) mínimo (Mín) e máximo (Máx) dos indivíduos para cada ponto de amostragem, e total de indivíduos identificados.

	ARR	EST	Amplitude de CP (mm)				Biomassa (g)	
			ARR		EST		ARR	EST
			Mín	Máx	Mín	Máx		
Albuliformes								
Albulidae								
Albula vulpes (Linnaeus, 1758)	21	-	23	98	-	-	88,17	-
Anguilliformes								
Ophichthidae								
Myrichthys ocellatus (Lesueur, 1825)	1	-	-	-	-	-	-	-
Atheriniformes								
Atherinopsidae								
Atherinella brasiliensis (Quoy & Gaimard, 1825)	4	298	44	54	14	93	5,2	433,4
Aulopiformes								
Synodontidae								
Synodus foentes (Linnaeus, 1766)	1	8	65	65	45	120	2,459	49,87
Batrachoidiformes								
Batrachoididae								
Thalassophryne nattereri Steindachner, 1876	-	5	-	-	30	135	-	271
Beloniformes								
Belonidae								
Strongylura marina (Walbaum, 1792)	1	7	267	267	55	145	88,73	397,7
Strongylura timucu (Walbaum, 1792)	4	37	195	305	79	335	28,85	13,81
Hemiramphidae								
Hyporhamphus unifasciatus (Ranzani, 1841)	77	63	80	182	22	159	795,5	214,9
Clupeiformes								
Clupeidae								
Harengula clupeola (Cuvier , 1829)	15	-	23	69	-	-	29,79	-
Lile piquitinga (Schreiner & Miranda Ribeiro, 1903)	543	1668	43	80	16	75	1683	1201
Opisthonema oglinum (Lesueur, 1818)	433	-	52	70	-	-	1409	-
Sardinella brasiliensis (Steindachner, 1879)	2	-	39	64	-	-	6,07	-
Engraulidae								
Cetengraulis edentulus (Curvier, 1829)	15	-	42	71	-	-	47,29	-
Lycengraulis batesii (Günther, 1868)	8	-	80	140	-	-	138,8	-
Lycengraulis grossidens (Spix & Agassiz, 1829)	1	-	155	155	-	-	62,24	-
Engraulidae	3888	12	-	-	-	-	3003	55,66
Pristigasteridae								
Chirocentrodon bleekerianus (Poey, 1867)	269	-	35	84	-	-	-	-

Mugiliformes								
Mugilidae								
Mugil curema Valenciennes, 1836	6	6	54	60	55	183	20,01	177,7
Mugil curvidens Valenciennes, 1836	1	19	48	48	71	368	2,7	308,4
Mugil liza Valenciennes, 1836	-	2	-	-	80	90	-	21,16
Myliobatiformes								
Dasyatidae								
Hypanus guttatus (Bloch & Schneider, 1801)	3	-	-	-	-	-	-	-
Perciformes								
Carangidae								
Caranx hippos (Linnaeus, 1766)	2	-	65	67	-	-	16,4	-
Caranx latus Agassiz, 1831	1	1	31	31	44	44	0,993	2,24
Chloroscombrus chrysurus (Linnaeus, 1766)	26	-	21	70	-	-	49,37	-
Oligoplites saurus (Bloch & Schneider, 1801)	1	7	26	26	41	62	0,37	9,126
Selene setapinnis (Mitchill, 1815)	2	-	59	75	-	-	19,86	-
Selene vomer (Linnaeus, 1758)	3	-	22	50	-	-	6,839	-
Trachinotus carolinus (Linnaeus, 1766)	37	-	21	90	-	-	168,2	-
Trachinotus goodei Jordan & Evermann, 1896	3	-	35	45	-	-	94,64	-
Trachinotus falcatus (Linnaeus, 1758)	3	-	95	95	-	-	6,25	-
Centropomidae								
Centropomus undecimalis (Bloch, 1792)	10	5	155	305	110	155	1501	148,3
Ephippidae								
Chaetodipterus faber (Broussonet, 1782)	21	1	16	65	62	62	124,1	17,56
Gerreidae								
Eucinostomus argenteus Baird & Girard, 1855	3	83	18	69	18	106	15	144,9
Eucinostomus gula (Quoy & Gaimard, 1824)	-	24	-	-	19	69		39,51
Eucinostomus havana (Nichols, 1912)	1	18	62	62	23	97	6,68	167,9
Eucinostomus melanopterus (Bleeker, 1863)	19	134	23	75	15	100	137	227
Eugerres brasilianus (Cuvier, 1830)	-	35	-	-	18	40	-	16,26
Eugerres plumieri (Cuvier, 1830)	-	6	-	-	30	42	-	9,96
Ulaema lefroyi (Goode, 1874)	20	80	19	61	12	55	47,37	70,47
Gobiidae								
Bathygobius soporator (Valenciennes, 1837)	-	14	-	-	28	100	-	114
Ctenogobius boleosoma (Jordan & Gilbert, 1882)	-	5	-	-	19	33	-	1,78
Haemulidae								
Conodon nobilis (Linnaeus, 1758)	89	-	38	103	-	-	640,2	-
Haemulon carbonarium Poey, 1860	1	-	25	25	-	-	0,49	-
Haemulon parra (Desmarest, 1823)	12	18	30	50	22	58	26,79	33,27
Haemulon plumierii (Lacepède, 1801)	-	1			64	64	33,13	-
Haemulon steindachneri (Jordan & Gilbert, 1882)	1	-	103	103	-	-	-	7,6
Haemulopsis corvinaeformis (Steindachner, 1868)	457	-	22	85	-	-	1783	-

Lutjanidae								
Lutjanus alexandrei Moura&Lindeman, 2007	-	71	-	-	15	88	-	533,6
Lutjanus analis (Cuvier, 1828)	-	1	-	-	45	45	-	3,085
Lutjanus apodus (Walbaum, 1792)	-	3	-	-	25	54	-	11,74
Lutjanus griseus (Linnaeus, 1758)	-	24	-	-	15	77	-	138,1
Lutjanus jocu (Bloch & Schneider, 1801)	-	1	-	-	96	96	-	27,15
Lutjanus synagris (Linnaeus, 1758)	4	13	-	-	27	79	7,616	36,45
Polynemidae								
Polydactylus oligodon (Günther, 1860)	235	-	27	150	-	-	2392	-
Polydactylus virginicus (Linnaeus, 1758)	802	-	21	125	-	-	2821	-
Scaridae								
Scarus coerulus (Edwards, 1771)	-	10	-	-	16	27	-	2,51
Sciaenidae								
Larimus breviceps Cuvier, 1830	93	-	11	110	-	-	527,7	-
Menticirrhus americanus (Linnaeus, 1758)	1	-	96	96	-	-	18,91	-
Menticirrhus littoralis (Holbrook, 1847)	172	-	11	175	-	-	2082	-
Odontoscion dentex (Cuvier, 1830)	24	-	18	57	-	-	47,79	-
Ophioscion punctatissimus Meek & Hildebrand, 1925	156	-	29	258	-	-	947,5	-
Umbrina coroides Cuvier, 1830	15	-	30	82	-	-	80,45	-
Sphyraenidae								
Sphyraena barracuda (Edwards, 1771)	-	8	-	-	80	210	-	233,7
Pleuronectiformes								
Achiridae								
Achirus achirus (Linnaeus, 1758)	-	1	-	-	67	67	-	15,2
Achirus lineatus (Linnaeus, 1758)	2	6	66	78	44	87	34,88	78,11
Trinectes microphthalmus (Chabanaud, 1928)	1	-	91	91	-	-	27,87	-
Paralichthyidae								
Citharichthys arenaceus Evermann &Marsh, 1900	2	4	76	84	31	93	21,59	27,69
Citharichthys spilopterus Günther, 1862	2	29	61	79	19	104	12,67	2083
Scorpaeniformes								
Dactylopteridae								
Dactylopterus volitans (Linnaeus, 1758)	4	8	25	123	41	55	85,97	16,57
Scorpaenidae								
Scorpaena plumieri Bloch, 1789	1	5	55	55	35	110	9,95	114
Siluriformes								
Ariidae								
Cathorops spixii (Agassiz, 1829)	264	-	41	260	-	-	2208	-
Syngnathiformes								
Syngnathidae								
Hippocampos sp.	-	14	-	-	-	-	-	-
Syngnathus pelagicus Linnaeus, 1758	2	-	73	94	-	-	0,60	-
Tetraodontiformes								

Tetraodontidae								
Lagocephalus laevigatus (Linnaeus, 1766)	1	-	39	39	-	-	62,18	2802
Sphoeroides greeleyi Gilbert, 1900	7	362	40	70	13	100	226,9	1408
Sphoeroides testudineus (Linnaeus, 1758)	2	120	135	142	23	132	2,04	-
Total Geral	7795	3237	11	305	12	368	23706	11685

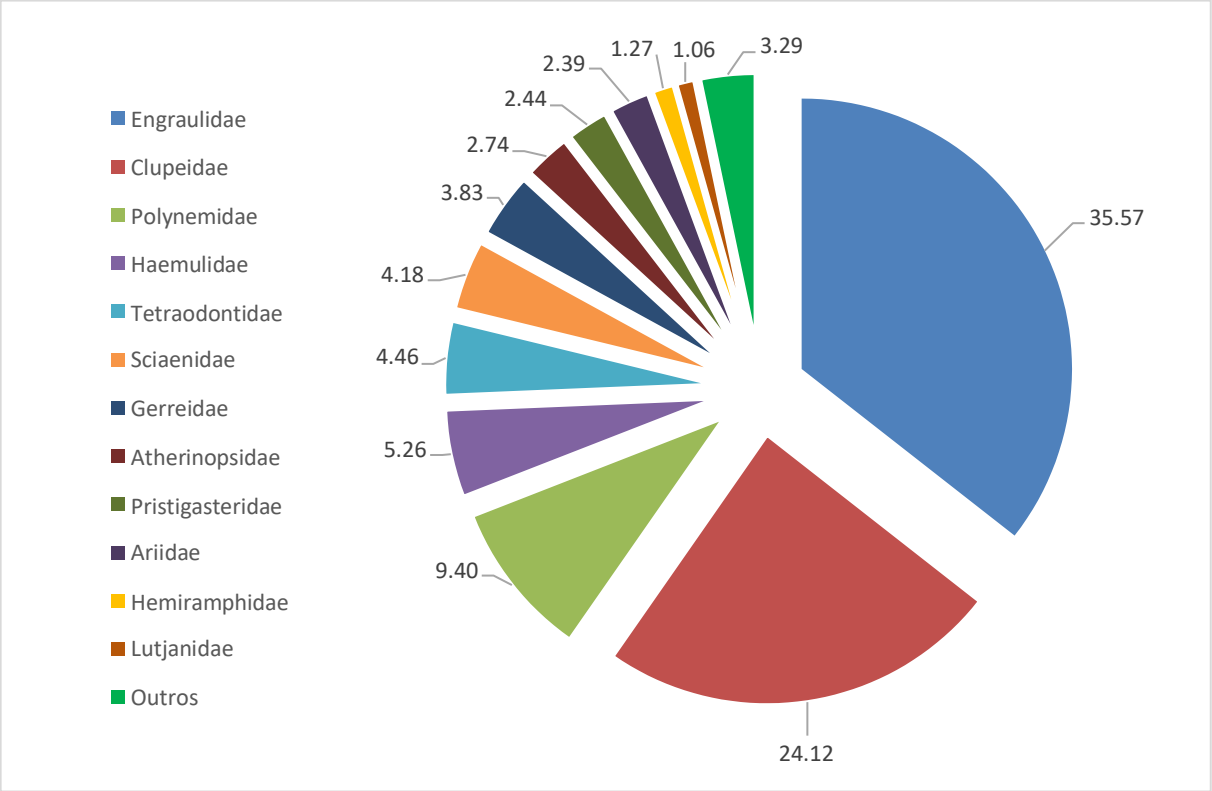
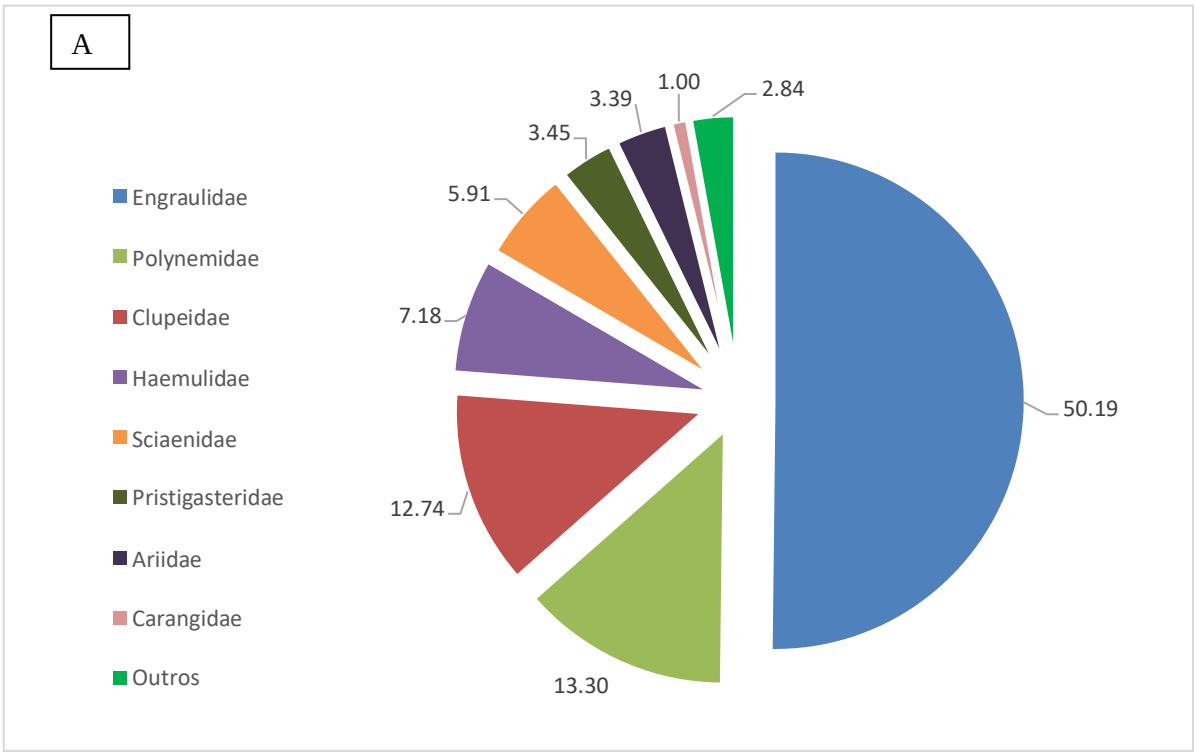


Fig. 2. Percentagem de famílias mais representativas considerando valores de ocorrência acima de 1%. ("Outros" corresponde às famílias com valores de ocorrência inferiores a 1%).

A zona de arrebentação apresentou uma maior abundância em relação ao estuário, com 7795 indivíduos (Fig. 3a), sendo a família Engraulidae a de maior representatividade com 50,19% do total de indivíduos coletados, seguida da família Polynemidae, com 13,30%. O estuário apresentou as famílias Clupeidae e Tetraodontidae como as mais abundantes, com 51,53% e 14,89%, respetivamente (Fig. 3b).



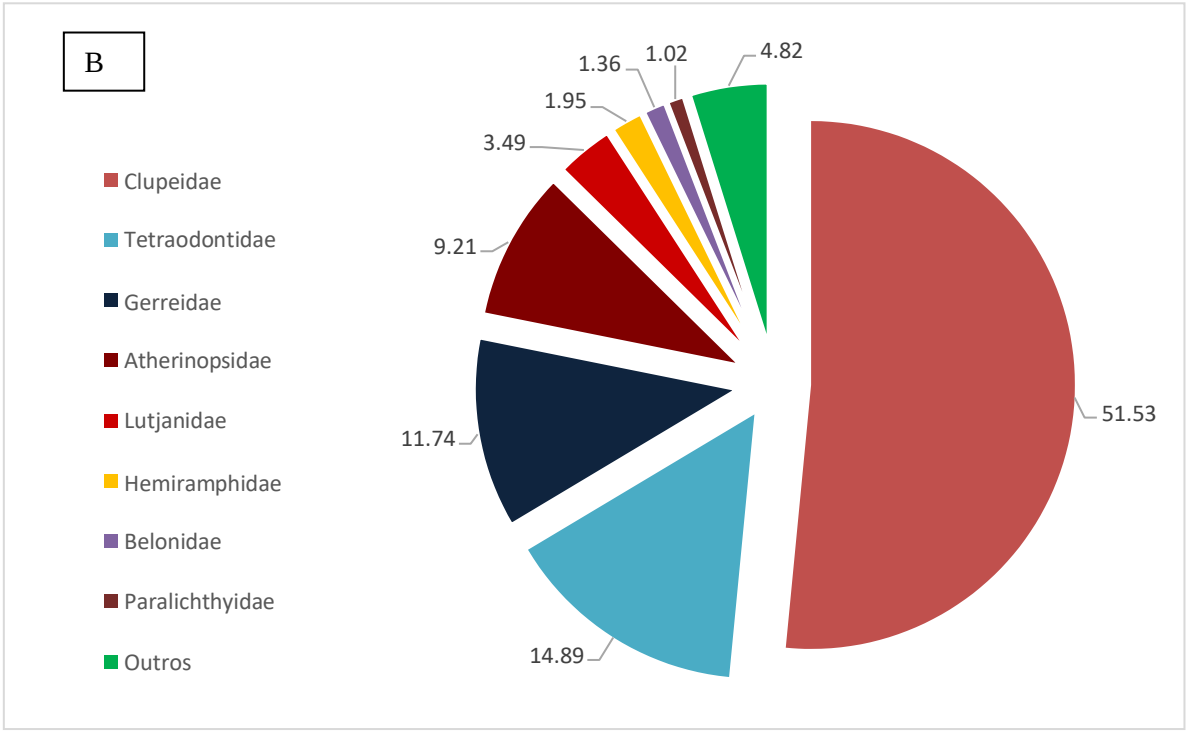


Fig. 3. A) Famílias mais abundantes amostradas no ponto ARR (arrebentação), considerando valores de ocorrência acima de 1% ("Outros" corresponde as espécies com valores de ocorrência inferiores a 1%). B) Famílias mais abundantes amostradas no ponto EST (estuário), considerando valores de ocorrência acima de 1% ("Outros" corresponde as espécies com valores de ocorrência inferiores a 1%).

A maior riqueza de espécies ocorreu na zona de arrebentação, com um total de 58 espécies, enquanto o estuário apresentou um total de 42 espécies. No estuário, *Lile piquitinga* foi a espécie mais abundante, com 51,72% dos indivíduos coletados, seguida de *Sphoeroides greeleyi* e *Atherinella brasiliensis*, 11,22% e 9,24%, respetivamente. Já na arrebentação, a espécie de maior abundância foi *Polydactylus virginicus,* com 20,53% do total de indivíduos coletados, seguida de *Haemulopsis corvinaeformis* e *Opisthonema oglinum,* com 11,70% e 11,08%, respetivamente. A riqueza (s) apresentou variação ao longo dos meses e pontos coletados. (Fig. 4).

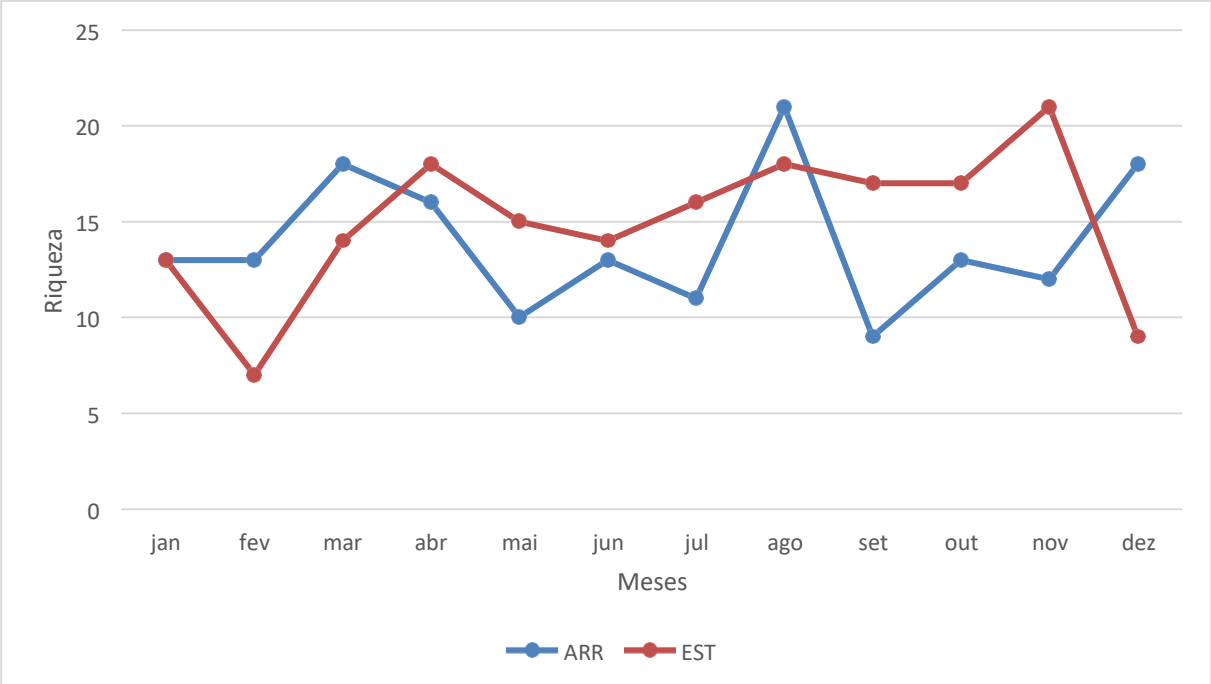


Fig. 4. Riqueza de espécies coletadas nos pontos por mês amostrado. ARR (Zona de arrebentação); EST (Estuário).

As três espécies mais abundantes foram *L. piquitinga,* com 31% do total de indivíduos coletados, seguida por *P. virginicus* e *H. corvinaeformis,* com 11,25% e 6,41% respetivamente. Das espécies mais abundantes, *L. piquitinga* foi a única que apresentou ocorrência em ambos os pontos (ARR e EST), *P. virginicus e H. corvinaeformis* apresentaram ocorrência apenas na zona de arrebentação, bem como *Ophioscion punctatissimus, Menticirrhus litorallis, Conodon nobilis* e outros. Entre as espécies mais representativas apenas *Lutjanus alexandrei* apresentou ocorrência unicamente no estuário (Fig. 5). A análise de Cluster para a similaridade de Bray-Curtis demostrou que há diferença na abundância das espécies entre os locais e períodos seco e chuvoso na zona de arrebentação ao longo do ano amostrado (Fig. 6a). Através da análise de Escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS), a composição da assembleia também demostrou diferença entre os pontos e períodos do ano, apresentando R = 0,53, segundo o teste de ANOSIM (Fig. 6b).

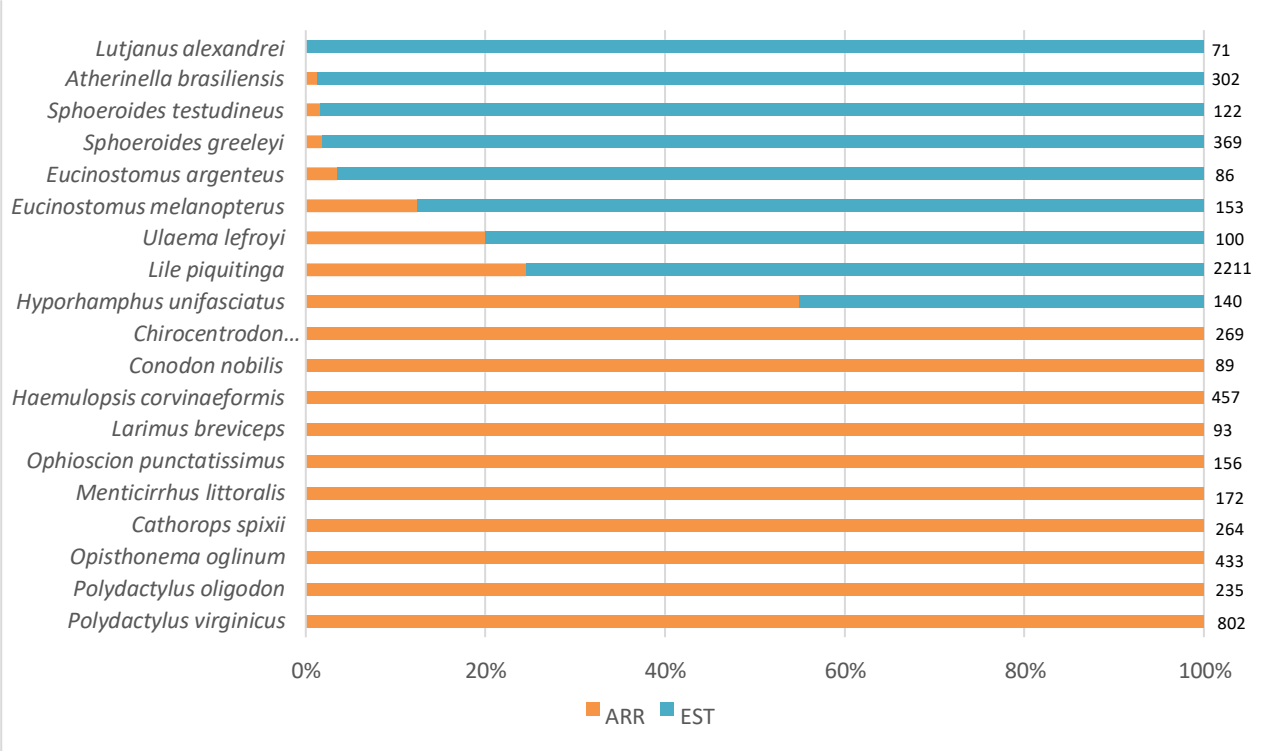


Fig. 5. Ocorrência das espécies mais representativas por ponto de amostragem considerando espécies com ocorrência acima de 1%. Eixo "Y" corresponde ao n absoluto de indivíduos. ARR (Zona de arrebentação); EST (Estuário).

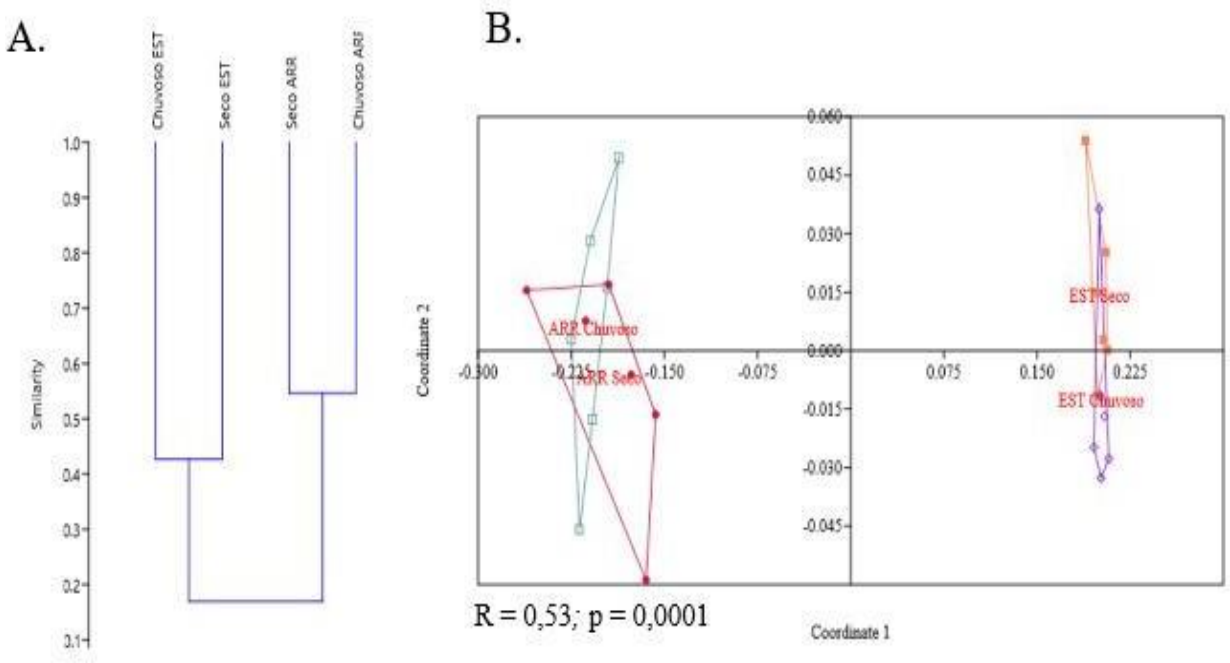


Fig. 6. A) Índice de similaridade de Bray-Curtis entre os pontos e períodos seco e chuvoso amostrados. B) Ordenação nMDS entre os pontos e períodos amostrados. ARR (Zona de arrebentação); EST (Estuário).

Apesar de não ter sido registrado elevadas variações na temperatura e salinidade, foi possível observar que, através da Análise de Correspondência Canônica (CCA) para as espécies mais representativas, a temperatura apresentou influência na ocorrência e abundância dessas espécies na zona de arrebentação, porém essa influência não foi percebida no estuário. A salinidade, não demonstrou influência em nenhum dos pontos amostrados. (Fig. 7)

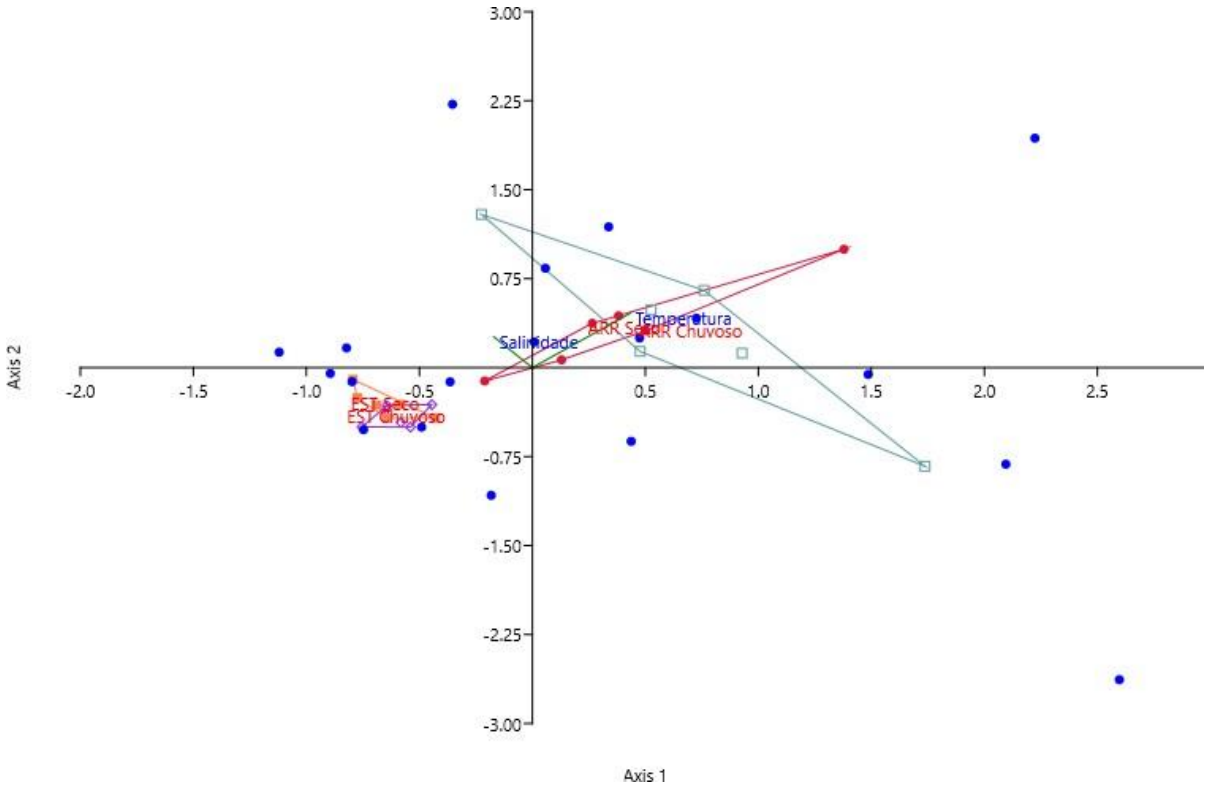


Fig. 7. Análise de Correspondência Canônica (CCA) para as espécies mais representativas por ponto e períodos do ano.

A zona de arrebentação apresentou a maior abundância de indivíduos durante o período chuvoso, que corresponde aos meses de março a agosto, com 53,85% do total de indivíduos coletados. O mês de agosto, apresentou a maior abundância, com 40,07% do total de indivíduos, seguida do mês de outubro, já no período seco, com 17,63%, a elevada abundância nesses meses se deu pela alta ocorrência do complexo Engraulidae. Já os meses de menor abundância foram julho com 0,64%, abril e maio, ambos com 1,62% do total de indivíduos coletados (Fig. 8).

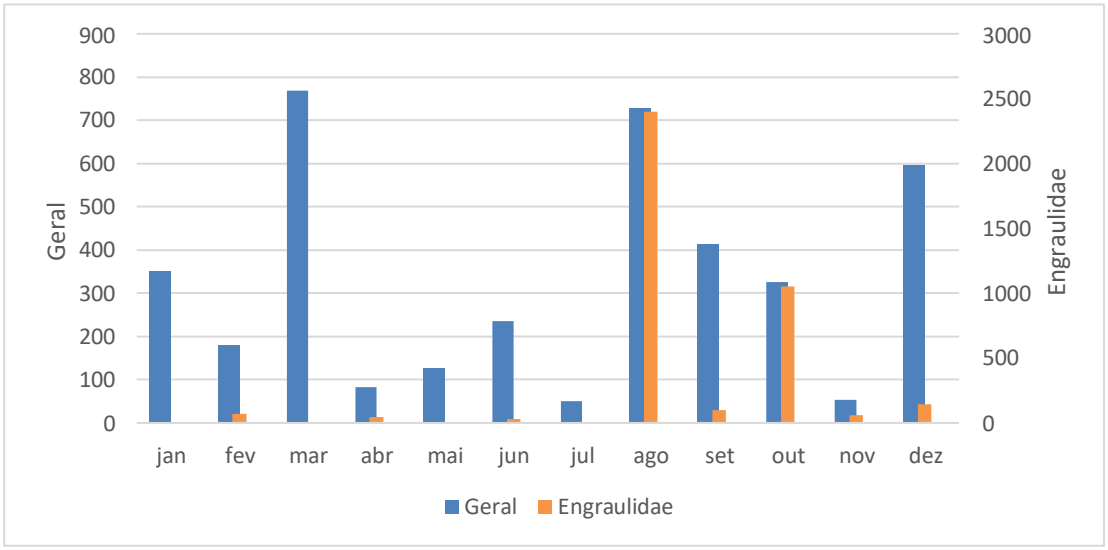


Fig. 8. Abundância de indivíduos por período do ano e mês amostrado na zona de arrebentação (ARR).

O estuário também apresentou a maior abundância de indivíduos durante o período chuvoso, com 67,47% do total de indivíduos coletados. Por conta da alta ocorrência de indivíduos da espécie *L. piquitinga*, o mês de julho demonstrou a maior abundância quando comparado aos demais meses, com 43,65% do total de indivíduos capturados, seguido do mês de novembro, com 10,10% do total de indivíduos. Os meses de menor abundância foram agosto e dezembro, com 2,66% e 3,44%, respetivamente (Fig. 9).

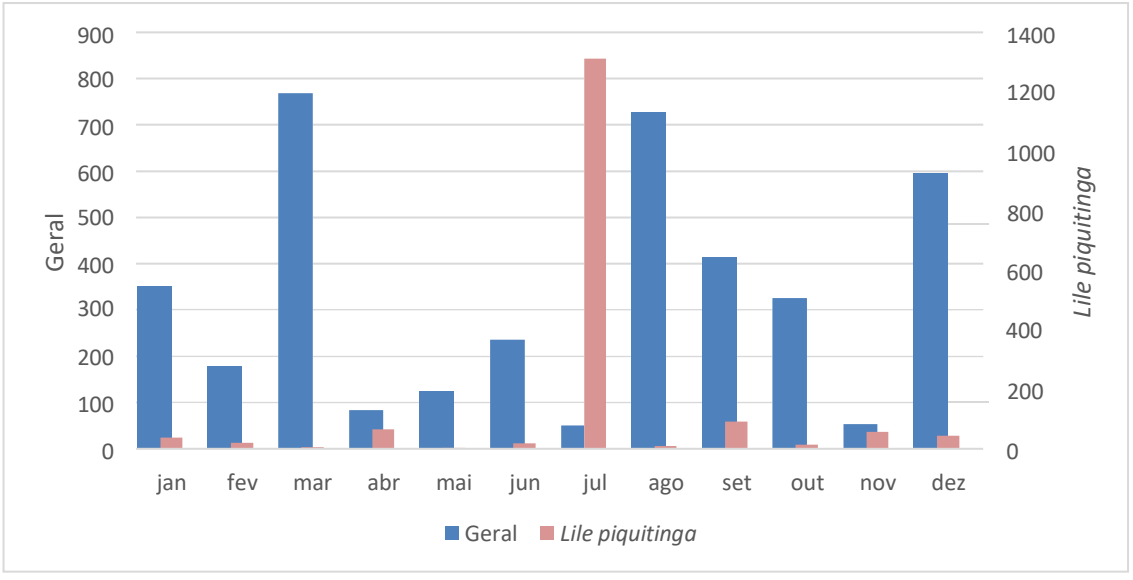


Fig. 9. Abundância de indivíduos por período e mês amostrado no estuário (EST).

A zona de arrebentação foi o ponto de maior biomassa, com 23705,57g, já o estuário apresentou biomassa total de 11684,52g, com uma diferença de 12021,05g entre os pontos amostrados. A maior biomassa foi registrada durante o período seco para a zona de arrebentação, correspondendo a 60,02% do total, já para o estuário, a maior biomassa foi registrada durante o período chuvoso, com 60,27% do total. A espécie que apresentou a maior biomassa na arrebentação foi *P. virginicus* com 13,63% da biomassa total, seguida de *Polydactylus oligodon* e *Cathorops spixii*, com 11,55% e 10,67%, respetivamente (Fig. 10). No estuário, a espécie com maior biomassa foi *S. greeleyi* com 23,98% da biomassa total, seguida de *Citharichthys spilopterus* e *Sphoeroides testudineus,* 17,83% e 12,05% do total da biomassa (Fig. 11). Considerando que a maioria dos exemplares coletados são indivíduos jovens, espécies como *A. brasiliensis, L. piquitinga, S. greeleyi* e outras apresentaram elevada amplitude de comprimento no estuário, 14-93mm, 16-75mm, 13-100 mm, respetivamente. Já na arrebentação, *Chaetodpterus faber, Trachinotus carolinus, Larimus breviceps, C. spixii*, apresentaram algumas das maiores amplitudes de comprimento para as espécies coletadas, 16-65mm, 21-90mm, 11-110mm e 41-260 mm, respetivamente (Tabela 1).

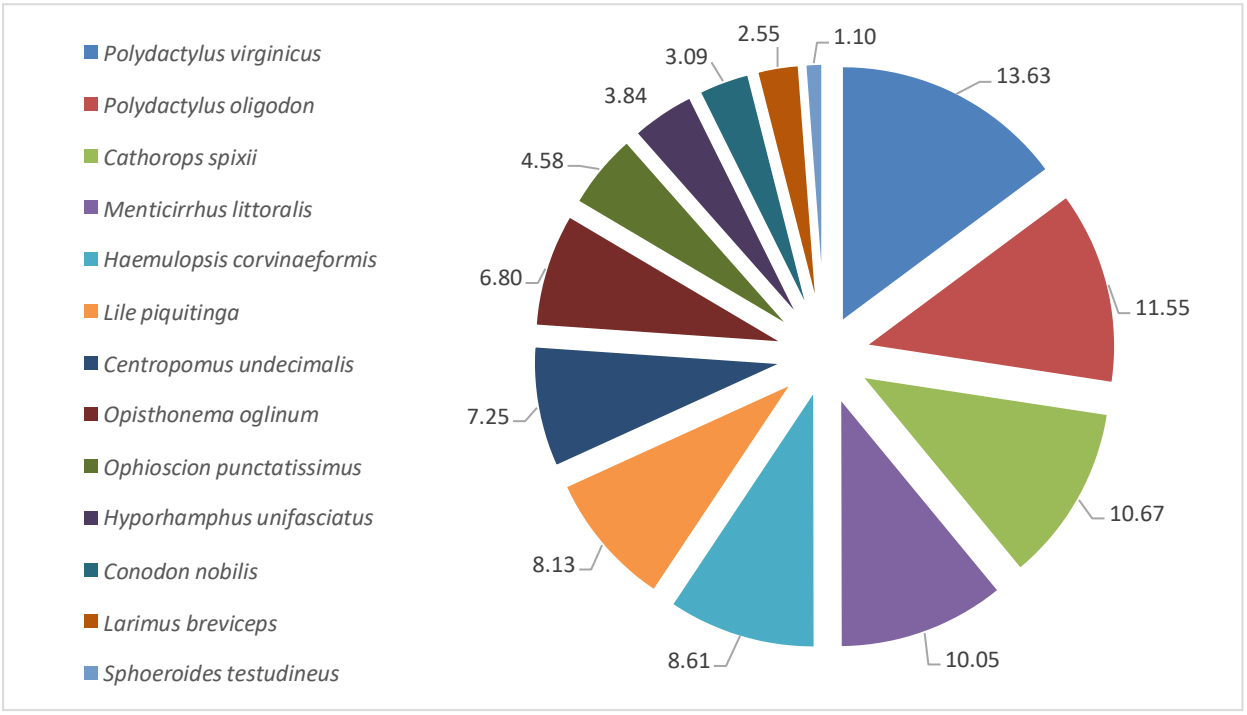


Fig. 10. Distribuição (%) da biomassa das espécies mais representativas (acima de 1%) coletadas na zona de arrebentação (ARR). Complexo Engraulidae não incluso.

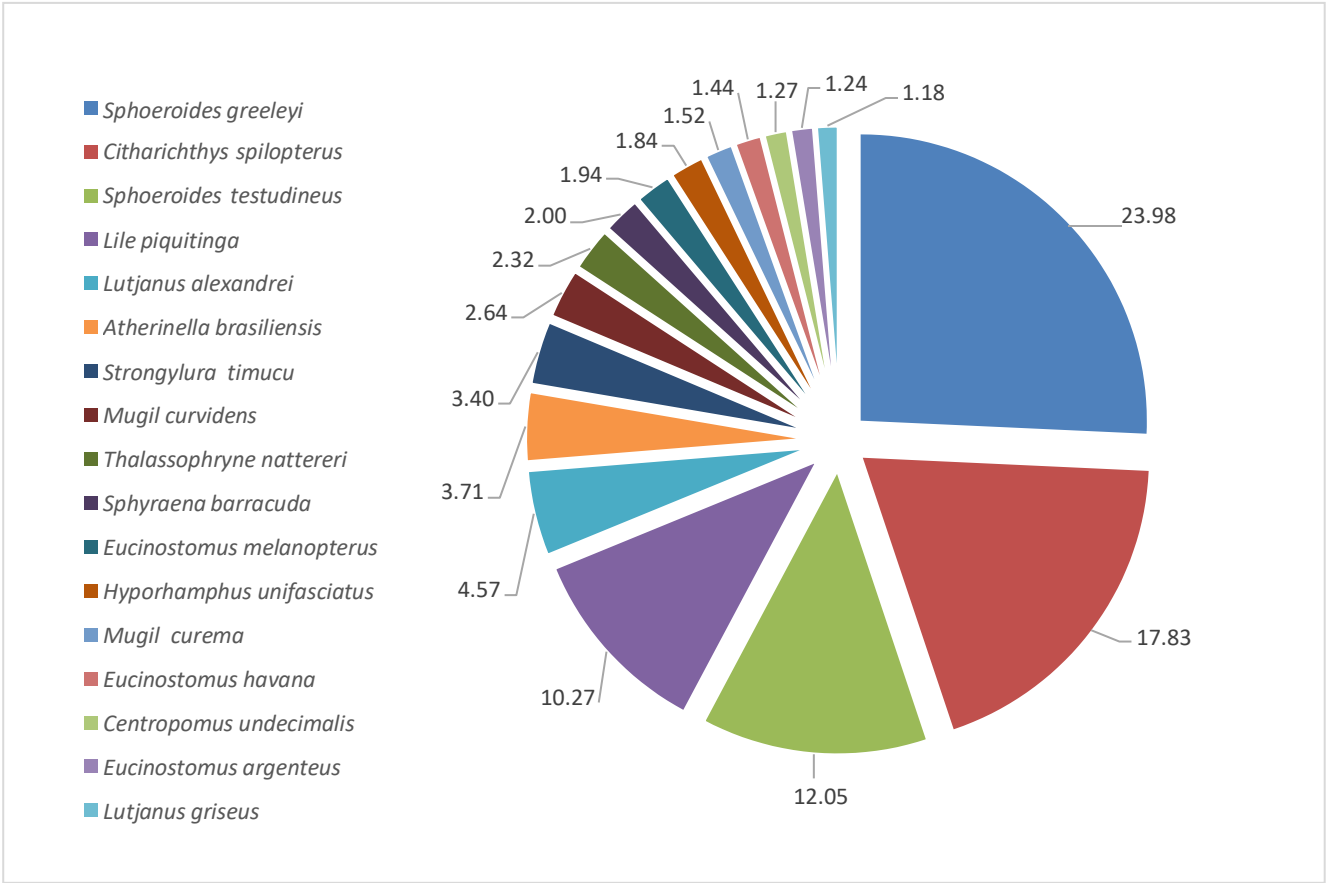


Fig. 11. Biomassa das espécies mais representativas (acima de 1%) coletadas no estuário (EST).

Em relação aos pontos amostrais, o estuário apresentou a maior dominância (D = 0,29), quando correlacionado ao ponto da arrebentação D = 0,10. Tendo em vista que a equitabilidade se apresenta de forma inversamente proporcional a dominância, o ponto de maior equitabilidade foi a arrebentação J = 0,64, já o estuário apresentou menor equitabilidade sendo J =0,52. Para a diversidade de Shannon, a arrebentação se apresentou maior H' = 2,61, enquanto para o estuário H' = 1,98. A maior riqueza de Margalef se deu na arrebentação com D = 6,89 (Fig. 12).

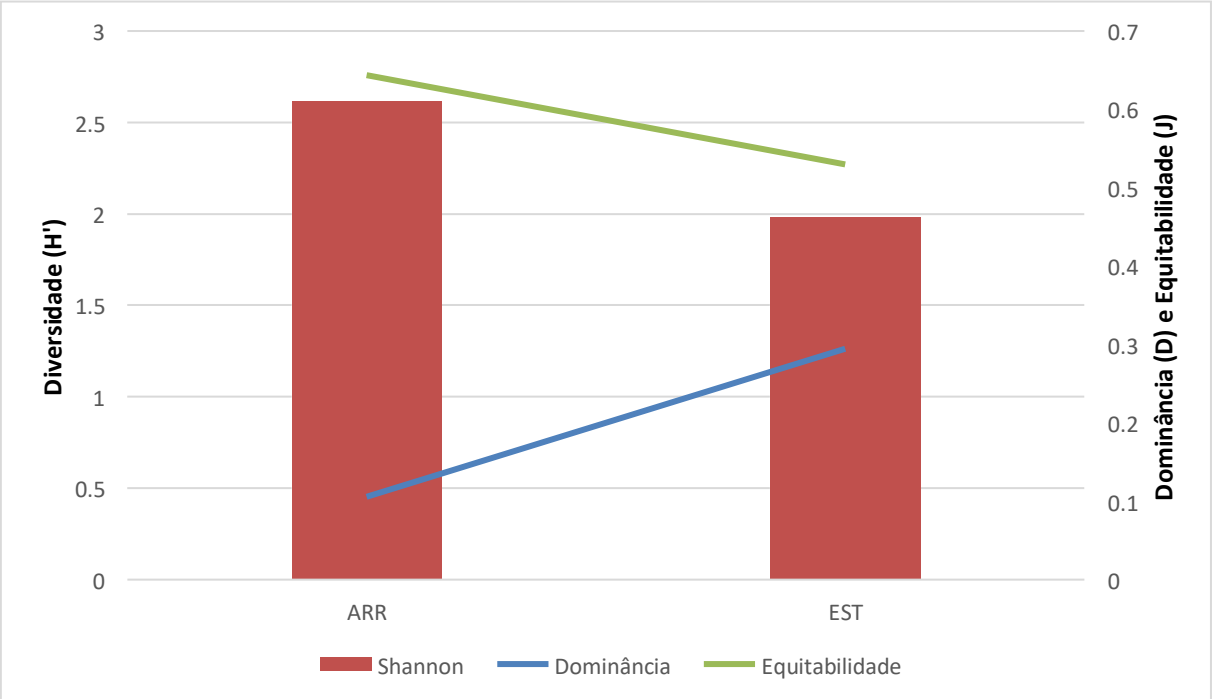


Fig. 12. Diversidade de Shannon (H'), Dominância (D) e Equitabilidade de Pielou (J) por ponto de amostragem. Eixo primário (H'); eixo secundário (J) e (D).

A elevada ocorrência de *L. piquitinga* no estuário no mês de julho resultou neste, como o mês de maior dominância D = 0,80, desse modo julho foi o mês com os menores índices de diversidade (H' = 0,59) e equitabilidade (J = 0,18), em contraposição o mês de maio apresentou a menor dominância D = 0,08, e o maior valor de equitabilidade J = 0,83, já o mês de abril foi o responsável pela maior diversidade (H' = 2,67) (Fig. 13). Os meses de julho e agosto foram

os meses de menor e maior riqueza de Margalef, D = 3,29 e D = 5,67, respetivamente.

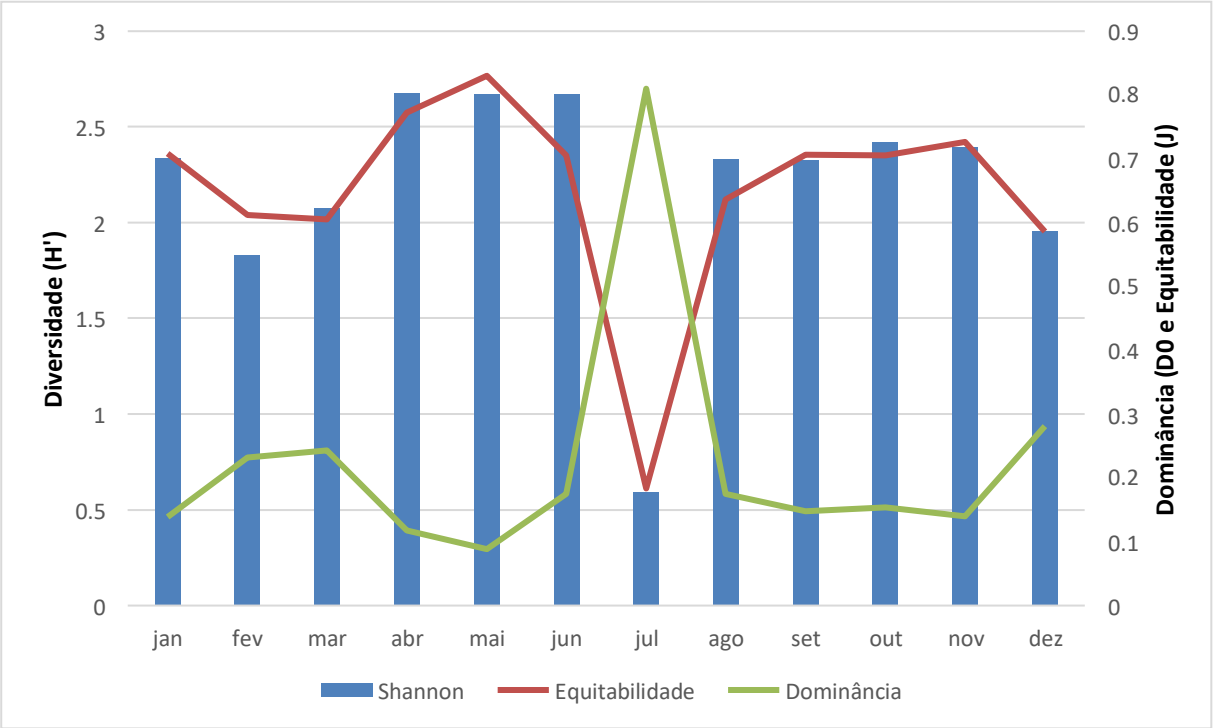
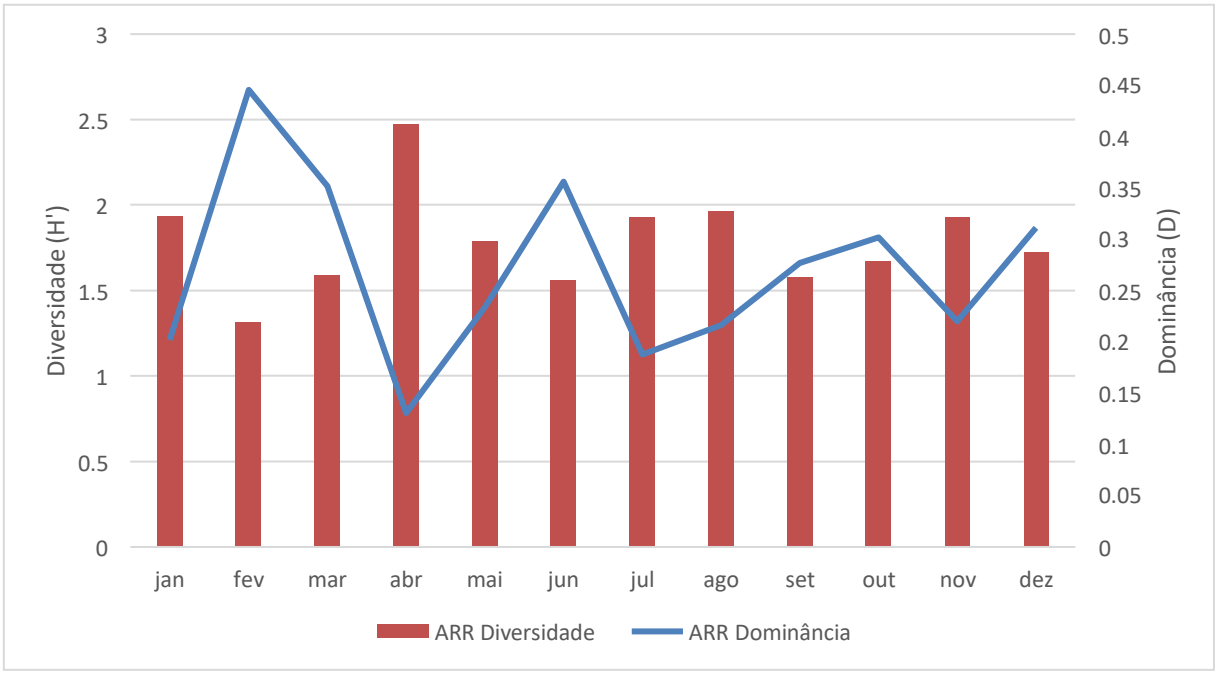


Fig. 13. Diversidade de Shannon (H'), Dominância (D) e Equitabilidade de Pielou (J) ao longo dos meses amostrados na arrebentação e estuário. Eixo primário (H'); eixo secundário (J) e (D).

Entre os pontos, o estuário apresentou a maior dominância, sendo observada no mês de julho (D = 0,86) e consequentemente obteve a menor equitabilidade (J = 0,14) e diversidade de Shannon (H = 0,36), em contrapartida a arrebentação do mesmo mês apresentou comparativamente maior diversidade (H' = 1,92) e equitabilidade (J = 0,80), uma vez que não houve elevada dominância de espécies (D= 0,18). O mês de agosto apresentou a maior diversidade no estuário quando comparado com os outros meses, (H' = 2,49), seguida da maior equitabilidade para esse ponto ao longo dos meses (J = 0,86). A zona de arrebentação apresentou a maior diversidade no mês de abril (H' = 2,47), seguida da menor dominância entre todos os meses e pontos, (D = 0,13), já no mês de fevereiro a arrebentação apresentou a menor diversidade (H' = 1,31) (Fig. 14). A menor riqueza Margalef no estuário foi obtida no mês de fevereiro (D = 1,27) enquanto que a maior foi obtida no mês de agosto (D = 3,81), já para arrebentação o menor valor de riqueza de Margalef foi obtido em setembro (D = 1,66), enquanto

que o mês de maior valor foi abril (D = 4,3).

A



B

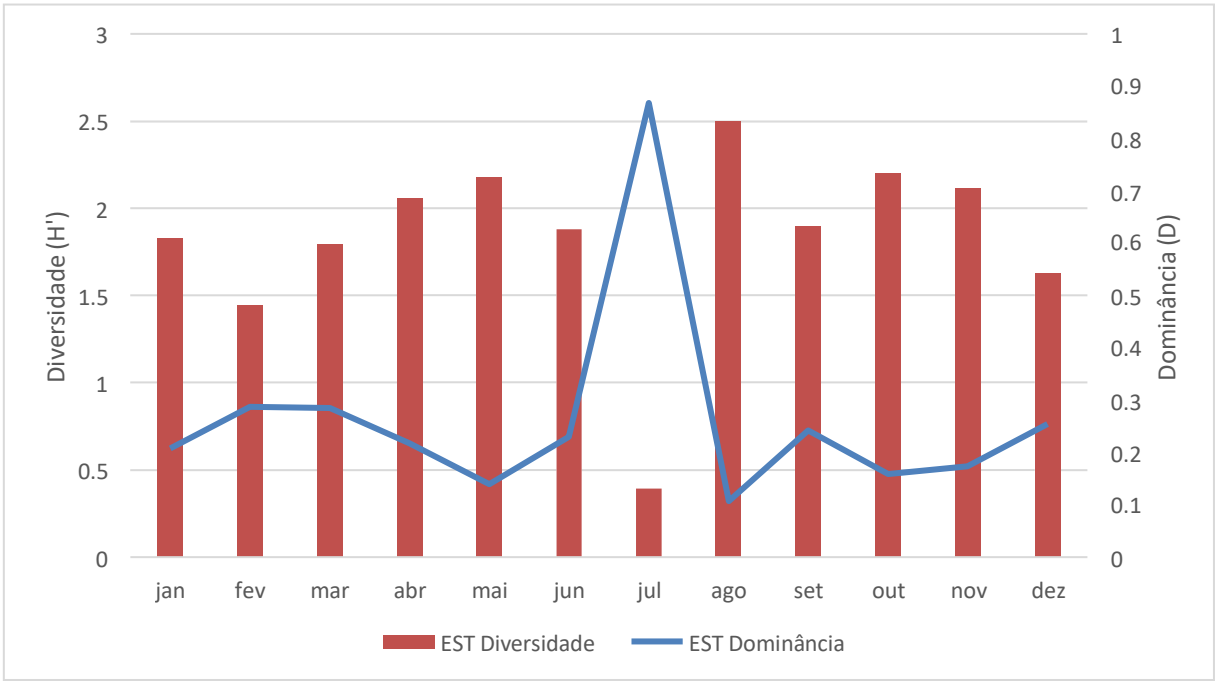


Fig. 14. A) Diversidade de Shannon (H') e dominância (D) na zona de arrebentação (ARR) ao longo dos meses. B) Diversidade de Shannon (H') e dominância (D) no estuário (EST) ao longo dos meses.

Segundo análise do Qui-quadrado (χ^2), não houve diferença significativa na diversidade entre os pontos ARR e EST ao longo dos meses ($P > 0,05$). Os pontos ARR e EST individualmente, também não apresentaram diferença significativa na diversidade de espécies ao longo dos meses amostrados ($P > 0,05$). Apenas os meses de fevereiro e dezembro apresentaram diferença significativa ($P < 0,05$) na riqueza de espécies entre os pontos ARR e EST. Pra o número de indivíduos amostrados o χ^2 demonstrou diferença significativa ($P < 0,05$), entre os pontos ARR e EST ao longo de todos os meses amostrados, e para ambos os pontos (ARR e EST), individualmente, ao longo dos meses.

Discussão

Os fatores abióticos apresentam grande influência sobre a ictiofauna, podendo afetar esses indivíduos em várias esferas, desde serem critérios em suas interespecificidades, influenciando na abundância, e nos índices ecológicos como riqueza e diversidade, bem como influenciar nos sistemas fisiológicos, inclusive no desenvolvimento muscular desses indivíduos ao longo da vida, como é o caso da temperatura (Stickland *et al.*, 1998; Blaber, 2002 e Johnston, 2006; Potter *et al.*, 2010). Embora estes fatores tenham uma grande importância e influência sobre as assembleias ictiofaunísticas, no presente estudo não foi observado variações significativas ao longo dos ambientes e períodos do ano. O estuário do rio Jaguaribe apresenta uma geomorfologia que dificulta a entrada das águas marinhas em decorrência da presença de arrecifes e bancos de areia em sua desembocadura (Santos, *et al.*, 2000). O elevado tempo de exposição às altas temperaturas combinado com a pequena profundidade, possibilitam maiores taxas de evaporação, favorecendo na elevação dos valores de salinidade e temperatura (França, 2005), o que explica a baixa variação nesses fatores entre os pontos.

A ictiofauna da região costeira de Jaguaribe apresentou-se bastante diversa, tendo composição semelhante a estudos realizados em ambientes costeiros tropicais (Lira e Teixeira, 2008; Magno e Severi, 2009; Araújo, 2017; Pessoa, 2017; Araújo *et al.*, 2018; Ferreira *et al.* 2019). As famílias Engraulidae, Clupeidae e Polynemidade apresentaram as maiores abundâncias. No presente estudo, a família Engraulidae apresentou elevada dominância, onde foi possível observar uma inversão na abundância de famílias quando comparado com Cabral (2020), realizados na mesma área, que obteve as famílias Polynemidae, Clupeidae e Engraulidae como as mais representativas, respetivamente. Essa diferença pode ser consequência dos requerimentos biológicos destas famílias, uma vez que a comunidade não se mantém estável, havendo alterações ao longo do tempo, assim como, em razão de alterações ambientais, resultando na modificação da assembleia íctica (Currie e Tufts, 1997; Goulart e Calistto, 2003). A zona de arrebentação foi responsável quase que totalmente pelas três espécies mais representativas, bem como pela elevada ocorrência de indivíduos da família Engraulidae, sendo esses indivíduos r-estrategistas, os quais produzem uma grande quantidade de indivíduos em períodos favoráveis (Figueiredo e Menezes, 1978; Anacleto e Gomes, 2006).

A zona de arrebentação foi a responsável pela maior riqueza, quando comparada ao estuário. Seguindo a definição de guildas proposta por Favero (2019), a predominância de espécies nessa área se deu por espécies marinhas migrantes (p. ex., *Chirocentrodon bleekerianus, H. corvinaeformis, P. virginicus,* e outras). Porém, também foi observado a presença de espécies marinhas migrantes dependentes (p. ex., *Centropomus undecimalis, Eucinostomus melanopterus, Sphoeroids greeleyi,* e outras) e marinhas migrantes oportunistas (p. ex., *Conodon nobilis, Larimus breviceps, Lile piquitinga,* e outras). A maior ocorrência de indivíduos na arrebentação pode ser explicada pela preferência de uso de habitat das espécies,

estando relacionada inclusive a seus requerimentos biológicos (Favero, 2019). Alguns fatores, como, nível de exposição das zonas de arrebentação, variações espaço-temporais, (Romer, 1990; Teixeira e Almeida, 1998; Félix *et al*., 2007b; Vasconcellos *et al*., 2007) e fatores climáticos, como os períodos mais quentes do ano, apresentam relação direta com a riqueza de espécies de peixes (Godefroid *et al*., 2003; Araújo *et al*., 2008; Lima e Vieira, 2009). Apesar dos meses mais quentes comumente apresentarem maiores riquezas, não foi observado esse padrão no presente estudo para a zona de arrebentação, sendo o mês de agosto no período chuvoso, o responsável pela maior riqueza na arrebentação, enquanto que setembro, no inicio do período seco, obteve o menor valor de riqueza. Já no estuário esse padrão foi observado no mês de novembro no período mais quente, sendo este o de maior riqueza, porém, a menor riqueza também ocorreu durante o mesmo período.

As espécies mais abundantes encontradas, no presente estudo (*L. piquitinga, P. virginicus* e *Haemulopsis corvinaeformis*) são comumente as mais abundantes em outros estudos realizados no Nordeste (Oliveira-Silva *et al.*, 2008; Magno e Severi, 2009; Santana *et al*.2013; Oliveira e Pessanha, 2014; Cabral, 2020), bem como no Sul e Sudeste do Brasil (Araújo *et al.*, 2018). Por ser uma espécie marinho-estuarina-oportunista (Favero, 2019), *L. piquitinga* apresentou uma distribuição quase que homogênea entre os dois ambientes coletados, sendo a única a apresentar essa distribuição. Apesar de serem consideradas espécies marinho-estuarinas oportunistas, *P. virginicus* e *H. corvinaeformis* (Favero, 2019), não foram encontradas no estuário, tendo sua abundância totalmente distribuída na zona de arrebentação. Em contrapartida, *L. alexandrei* foi a única espécie dentre as mais representativas encontrada exclusivamente no estuário, apesar desta ser considerada uma espécie marinho-estuarina dependente (Favero, 2019). A ausência desses indivíduos na zona de arrebentação pode ser respondida pela preferência de habitat dessa espécie quando adultos, sendo encontrados

comumente em regiões costeiras mais profundas (Aschenbrenner e Ferreira, 2015).

Através da análise de Cluster para a similaridade de Bray-Curtis foi possível observar que há diferença entre os pontos amostrados e os períodos do ano. Os estuários apresentam intensas flutuações em seus gradientes e fatores ambientais, juntamente com o grau de diluição da água advinda do mar com as águas dulcícolas, resultando na mistura das suas propriedades físico-químicas. Esses fatores apresentam elevado potencial sobre o desempenho e padrões de distribuição dos organismos (Kinne, 1966), onde apenas espécies com elevada faixa de tolerância permanecem nesses locais, que possivelmente explicaria a menor abundância e riqueza em relação a zona de arrebentação. Apesar da diferença encontrada na estrutura da assembleia de peixes entre os períodos seco e chuvoso, é possível notar que essa diferença se deu principalmente em razão do pico de *L. piquitinga* no estuário e a elevada abundância do complexo Engraulidae na zona de arrebentação durante o período chuvoso. O período chuvoso foi o responsável pela ocorrência exclusiva de algumas espécies, isso pode estar relacionado a suas fases reprodutivas (Johannes, 1978; Clark *et al.*, 1996b), bem como a variação dos parâmetros físico-químicos do ambiente em razão da elevação da precipitação (Clark *et al.*, 1996b; Layman, 2000; Ikejima *et al.*, 2003), resultando no aumento da abundância e riqueza de espécies.

Regiões estuarinas são áreas que apresentam um menor grau de exposição, sendo este, um fator de grande influência na composição e distribuição das assembleias de peixes (Romer, 1990; Clark, 1997; Jovanovic et al., 2007; Vasconcellos et al., 2007).Sendo assim, regiões estuarinas tendem a apresentar maiores valores de abundância e biomassa quando comparados a zonas de arrebentação. Porém, este padrão não foi observado no presente estudo e isso pode ser explicado pela maior abundância, maiores valores de peso e maiores valores de

comprimento nos indivíduos coletados na zona de arrebentação. A biomassa apresentou variação sazonal entre os pontos, tendo o maior valor no estuário no período chuvoso, isso pode estar relacionado ao maior aporte de água doce, resultando na migração de algumas espécies, bem como o aumento na abundância de espécies dominantes (Barletta, 2003) e ao pico de dispersão de juvenis (Barletta, 1999; El-Deir, 2005). Apesar de comumente os períodos chuvosos apresentarem os maiores valores de biomassa (Oliveira-Silva *et al.*, 2008; Pessoa, 2017; Ferreira, 2019), isso não foi observado no presente estudo para a zona de arrebentação. Alguns indivíduos apresentaram elevada amplitude de comprimento, demonstrando que essas regiões são utilizadas como berçários para indivíduos em seus estágios iniciais de vida, tanto para espécies marinhas residentes, bem como para espécies marinho-estuarinas dependentes, que utilizam o estuário como berçário e, posteriormente, os indivíduos jovens migram para as zonas de arrebentação (Whitfield, 1989; Strydom, 2003). Assim como as zonas de arrebentação, o estuário também apresentou espécies com elevadas amplitudes de comprimento, como é o caso de *L. piquitinga*, e essa elevada amplitude observada, bem como a ocorrência desses indivíduos em fase larval observados por El-Deir (2005) na mesma área de estudo, demonstra que este e outros, fazem uso dessas áreas em diversos estágios de vida.

Segundo o índice ecológico de Shannon-Wiener, foi possível notar valores baixos de diversidade, mostrando que determinados pontos e meses apresentaram diversidade abaixo do intervalo 1,5 a 3,5 correspondente ao índice em questão, onde abaixo de 1,5 são locais de diversidade baixa e acima de 3,5 são locais com alta diversidade (Margalef, 1983). Essa baixa diversidade em questão se deu em razão da alta dominância de algumas espécies, como foi o caso da espécie *L. piquitinga* que obteve elevada dominância no estuário. A maioria dos pontos e meses apresentou valores dentro do intervalo de Shannon, mostrando que são ambientes com boa diversidade de espécies. *L. piquitinga* apresentou uma alta abundância dada a sua elevada

ocorrência no mês de julho/2021. El-Deir (2005) e Falcão (2007) obtiveram uma elevada abundância de indivíduos em fase sua larval de *L. piquitinga* no mês de maio, o que pode responder a alta abundância de indivíduos jovens e/ou adultos no mês de julho para o presente trabalho, estando relacionada ao seu período reprodutivo, uma vez que esta, é uma espécie que demonstra um ciclo de vida rápido, o que levou a sua alta dominância no estuário no respetivo mês e consequentemente a baixa equitabilidade do mesmo. Apesar da zona de arrebentação se apresentar mais diversa e rica do que o estuário, ambas as regiões possuem extrema importância principalmente na reprodução e no recrutamento de jovens, demonstrando assim a elevada importância da implementação de planos de manejo sustentável, bem como medidas de conservação nessas áreas.

Conflitos de interesse: Os autores declaram não haver conflito de interesse.
Declaração de Financiamento: O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001
Agradecimentos: A todos integrantes e não integrantes do Laboratório de Ecologia de Peixes – LEP/UFRPE, que ajudaram tanto nas atividades de campo, como nas laboratoriais. Aos meus orientadores, Francisco Marcante e Ana Carla El-Deir.

Considerações Finais

A ictiofauna mostra diferenças em sua estrutura entre os dois ambientes, sendo a zona de arrebentação o ponto com os maiores valores nos índices ecológicos de diversidade, riqueza e equitabilidade. Em contrapartida, o estuário apresenta maior dominância, estando relacionada aos picos reprodutivos de determinadas espécies. A abundância de indivíduos também é maior na zona de arrebentação, bem como a biomassa.

Apesar dos fatores abióticos não demonstrem diferença significativa, pode-se observar que o período chuvoso tem grande influência na abundância, na composição de espécies, bem como na biomassa. Em ambos os pontos foi possível observar uma elevada amplitude de comprimento, demonstrando a importância dessas regiões como berçário e áreas de recrutamento de jovens, o que reflete a importância da conservação e implementação de planos

de manejo nessas regiões, visando minimizar os impactos sofridos em decorrência de atividades antrópicas.

Referências Bibliográficas

Almeda, R., Wambaugh, Z., Wang, Z., Hyatt, C., Liu, Z. e Buskey, E. J., (2013). Interactions between zooplankton and crude oil: toxic effects and bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons. *PLoS ONE* [em linha]. **8**(6), número do artigo: e67212. Disponível em: doi: 10.1371/journal.pone.0067212.

Almeida, O. T., Lorenzen, K. e Mcgrath, D. G., (2003). Commercial fishing in the Brazilian Amazon: regional differentiation in fleet characteristics and efficiency. *Fisheries Management and Ecology* [em linha]. **10**(2), 109–115. Disponível em: doi: 10.1046/j.1365-2400.2003.00320.x.

Almeida, Z. D. S. d. e Vasconcelos Filho, A. D. L., (1997). Contribuição ao conhecimento de peixes pleuronectiformes da área de Itamaracá-pe (brasil). *Tropical Oceanography* [em linha]. **25**(1). Disponível em: doi: 10.5914/tropocean.v25i1.2729.

Alves, R. e Souto, W., (2015). Ethnozoology: a brief introduction. *Ethnobiology and Conservation* [em linha]. Disponível em: doi: 10.15451/ec2015-1-4.1-1-13.

Agência Pernambucana De Águas e Clima (2020).

Anacleto, E. I. e Gomes, E. T., (2006). Relações tróficas no plâncton em um ambiente esturarino tropical. *Saúde & Ambiente em Revista*. **1**(2), 26–39.

Araújo, M. E. d., Teixeira, J. M. C. e Oliveira, A. M. E. d., (2020). *Peixes estuarinos marinhos do nordeste brasileiro (guia ilustrado)*. Fortaleza: Editora Imprensa Universitária.

Araújo, F. G., Rodrigues, F. L., Teixeira-Neves, T. P., Vieira, J. P., Azevedo, M. C. C., Penha Guedes, A. P., Garcia, A. M. e Pessanha, A. L. M., (2018). Regional patterns in species

richness and taxonomic diversity of the nearshore fish community in the Brazilian coast. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* [em linha]. **208**, 9–22. Disponível em: doi: 10.1016/j.ecss.2018.04.027.

Aschenbrenner, A. e Ferreira, B. P., (2014). Age, growth and mortality of Lutjanus alexandrei in estuarine and coastal waters of the tropical south-western Atlantic. *Journal of Applied Ichthyology* [em linha]. **31**(1), 57–64. Disponível em: doi: 10.1111/jai.12633.

Baran, E. e Hambrey, J., (1999). Mangrove conservation and coastal management in southeast asia: what impact on fishery resources? *Marine Pollution Bulletin* [em linha]. **37**(8-12), 431–440. Disponível em: doi: 10.1016/s0025-326x(99)00076-4.

Barletta, M., Barletta-Bergan, A., Saint-Paul, U. e Hubold, G., (2003). Seasonal changes in density, biomass, and diversity of estuarine fishes in tidal mangrove creeks of the lower Caeté Estuary (northern Brazilian coast, east Amazon). *Marine Ecology Progress Series* [em linha]. **256**, 217–228. Disponível em: doi: 10.3354/meps256217.

Barletta, M., Barletta-Bergan, A., Saint-Paul, U. e Hubold, G., (2003b). Seasonal changes in density, biomass, and diversity of estuarine fishes in tidal mangrove creeks of the lower Caeté Estuary (northern Brazilian coast, east Amazon). *Marine Ecology Progress Series* [em linha]. **256**, 217–228. Disponível em: doi: 10.3354/meps256217.

Barletta, M., Barletta-Bergan, A., Saint-Paul, U. e Hubold, G., (2005). The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. *Journal of Fish Biology* [em linha]. **66**(1), 45–72. Disponível em: doi: 10.1111/j.0022-1112.2005.00582.x.

Begon, M., Townsend, C. R. e Harper, J. L., (2007). *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas*. 4ª ed. Artmed.

Bemvenuti, M. d. A. e Fisher, L. G., (2010). Peixes: morfologia e adaptações. *Cadernos de Ecologia Aquática*. **5**(2), 31–54.

Blaber, S. J. M., (2002). 'Fish in hot water": the challenges facing fish and fisheries research in tropical estuaries. *Journal of Fish Biology* [em linha]. **61**(sa), 1–20. Disponível em: doi: 10.1111/j.1095-8649.2002.tb01757.x.

Bornatowski, H., (2014). *Importância ecológica dos tubarões e raias em uma rede trófica na costa sul do Brasil*. Tese de doutorado, Universidade Federal do Paraná. Disponível em: http://hdl.handle.net/1884/35106.

Brasil. Pernambuco. GOVERNO DO ESTADO DE PERNAMBUCO, (1986). *Define como áreas de proteção ambiental as reservas biológicas constituídas pelas áreas estuarinas do Estado de Pernambuco* lei n.º 9931 [em linha], 11 de dezembro. [Consultado em 12 de setembro de 2020]. Disponível em: http://www.condepefidem.pe.gov.br/c/document_library/get_file?uuid=9c26045b-f57f-4145-98c9-1d7728d363b9&groupId=19941.

Bray, J. R. e Curtis, J. T., (1957). An ordination of the upland forest communities of southern wisconsin. *Ecological Monographs* [em linha]. **27**(4), 325–349. [Consultado em 22 de junho de 2023]. Disponível em: doi: 10.2307/1942268.

Bruschi Júnior, W., Malabarba, L. R. e Silva, J. F. P. d., (2000). Avaliação da qualidade ambiental dos riachos através das taxocenoses de peixes. In: *Carvão e meio ambiente*. Porto Alegre: Editora da Universidade - UFRGS. p. 803–809.

Buisson, L., Blanc, L. e Grenouillet, G., (2008). Modelling stream fish species distribution in a river network: the relative effects of temperature versus physical factors. *Ecology of Freshwater Fish* [em linha]. **17**(2), 244–257. Disponível em: doi: 10.1111/j.1600-0633.2007.00276.x.

Cetra, M., Ferreira, F. C. e Carmassi, A. L., (2009). Caracterização das assembléias de peixes de riachos de cabeceira no período chuvoso na bacia do rio Cachoeira (SE da Bahia, NE do Brasil). *Biota Neotropica* [em linha]. **9**(2), 107–115. Disponível em: doi: 10.1590/s1676-06032009000200010.

Chávez Loor, J. R.; Litardo Demera, O. F., (2019). *Ictiofauna como bioindicador de calidad*

del agua en el río carrizal. BachelorThesis, ESPAM MFL.

Clark, B., Bennett, B. e Lamberth, S., (1996). Temporal variations in surf zone fish assemblages from False Bay, South Africa. *Marine Ecology Progress Series* [em linha]. **131**, 35–47. Disponível em: doi: 10.3354/meps131035.

Clark, B. M., (1997). Variation in surf-zone fish community structure across a wave-exposure gradient. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* [em linha]. **44**(6), 659–674. Disponível em: doi: 10.1006/ecss.1996.0151.

Clauzet, M., Ramires, M. e Barrella, W., (2005). Pesca artesanal e conhecimento local de duas populações caiçaras (enseada do mar virado e barra do una) no litoral de são paulo, brasil. *Multiciência*. **4**(1), 22.

CONCEA. CONSELHO NACIONAL DE CONTROLE DE EXPERIMENTAÇÃO ANIMAL RESOLUÇÃO NORMATIVA N 12, DE 20 DE SETEMBRO DE 2013 Baixa a *Diretriz Brasileira para o Cuidado e a Utilização de Animais para Fins Científicos e Didáticos - DBCA.* MCTI. (D.O.U. de 25/09/2013, Seção I, pág. 52.)

Costa Neto, E. M. e Andrade, J. N., (2005). Primeiro registro da utilização medicinal de recursos pesqueiros na cidade de São Félix, Estado da Bahia, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences* [em linha]. **27**(2). Disponível em: doi: 10.4025/actascibiolsci.v27i2.1328.

Costa, M. D. d. P. e Souza-Conceição, J. M., (2009). Composição e abundância de ovos e larvas de peixes na baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*. **4**(3), 11.

Cowley, P. D., Whitfield, A. K. e Bell, K. N. I., (2001). The surf zone ichthyoplankton adjacent to an intermittently open estuary, with evidence of recruitment during marine overwash events. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* [em linha]. **52**(3), 339–348. [Consultado em 22 de junho de 2023]. Disponível em: doi: 10.1006/ecss.2000.0710.

Cunha, I., (2005). Desenvolvemento sustentável na costa brasileira. *Revista Galega de*

Economía. **Revista Galega de Economía**(1-2), 1–14.

Currie, S. e Tufts, B., (1997). Synthesis of stress protein 70 (Hsp70) in rainbow trout (Oncorhynchus mykiss) red blood cells. *Journal of Experimental Biology* [em linha]. **200**(3), 607–614. Disponível em: doi: 10.1242/jeb.200.3.607.

Da Zona Costeira, *Atualização do Macrodiagnóstico.* Relatório Final. 2018.

Diegues, A. C. S., (1983). *Pescadores, camponeses e trabalhadores do mar*. Editora Atica.

Do Meio Ambiente, CPRH-Companhia Pernambucana (2003). *Diagnóstico socioambiental do litoral norte de Pernambuco*. Recife: CPRH.

Duarte, A. A. L. S. e Vieira, J. M. P., (1997). Caracterização dos ambientes estuarinos : mistura em estuários. *Revista Engenharia Civil*. **6**, 41–55.

El-Deir, A. C. A., (2005). *Composição e distribuição espaço-temporal de formas iniciais de peixes no estuário do rio Jaguaribe, Itamaracá, litoral norte de Pernambuco, Brasil*. Tese de doutorado, Universidade Federal da Paraíba.

Elliott, M., Whitfield, A. K., Potter, I. C., Blaber, S. J. M., Cyrus, D. P., Nordlie, F. G. e Harrison, T. D., (2007). The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries* [em linha]. **8**(3), 241–268. Disponível em: doi: 10.1111/j.1467-2679.2007.00253.x.

Eskinazi-Sant'Anna, E. M. e Tundist, J. G., (1996). Zooplâncton do estuário do Pina (Recife-Pernambuco-Brasil): composição e distribuição temporal. *Revista Brasileira de Oceanografia* [em linha]. **44**(1), 23–33. Disponível em: doi: 10.1590/s1413-77391996000100003.

Farriols, M. T., Ordines, F., Somerfield, P. J., Pasqual, C., Hidalgo, M., Guijarro, B. e Massutí, E., (2017). Bottom trawl impacts on Mediterranean demersal fish diversity: not so obvious or are we too late? *Continental Shelf Research* [em linha]. **137**, 84–102. Disponível em: doi: 10.1016/j.csr.2016.11.011.

Favero, F. L. T., (2019). *Diversidade funcional da ictiofauna da zona de arrebentação de jaguaribe, itamaracá, litoral norte de pernambuco*. Tese de doutorado, Universidade Federal Rural de Pernambuco. Disponível em: http://www.tede2.ufrpe.br:8080/tede2/handle/tede2/8421.

Ferreira, V., Le Loc'h, F., Ménard, F., Frédou, T. e Frédou, F. L., (2019). Composition of the fish fauna in a tropical estuary: the ecological guild approach. *Scientia Marina* [em linha]. **83**(2), 133. Disponível em: doi: 10.3989/scimar.04855.25ª.

Figueiredo, J. L. e Menezes, N. A., (1978). *Manual de peixes marinhos do sudeste do brasil. II. teleósteo (1)*. São Paulo: Editora: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo.

Flores-Lopes, F., Cetra, M. e Malabarba, L. R., (2010). Utilização de índices ecológicos em assembléias de peixes como instrumento de avaliação da degradação ambiental em programas de monitoramento. *Biota Neotropica* [em linha]. **10**(4), 183–193. Disponível em: doi: 10.1590/s1676-06032010000400024.

França, E., (2015). *Abundância, distribuição e caraterização morfológica de larvas de Atherinella brasiliensis (Atherinopsidae,Atheriniformes) no estuário do rio Jaguaribe,Pernambuco, Brasil*. Dissertação (mestrado), Universidade Federal Rural de Pernambuco. Disponível em: http://www.tede2.ufrpe.br:8080/tede2/handle/tede2/6288.

Freitas, C. E. C. e Siqueira-Souza, F. K., (2009). O uso de peixes como bioindicador ambiental em áreas de várzea da bacia amazônica. *Revista Agrogeoambiental* [em linha]. **1**(2). Disponível em: doi: 10.18406/2316-1817v1n2200975.

Froese, R. e Pauly, D., (2019). *FISHBASE*. [Consultado em 20 de dezembro de 2020]. Disponível em: http://www.fishbase.org/.

Goulart, M. D. C. e Callisto, M., (2003). Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista da FAPAM*. **2**(1).

Ikejima, K., Tongnunui, P., Medej, T. e Taniuchi, T., (2003). Juvenile and small fishes in a mangrove estuary in Trang province, Thailand: seasonal and habitat differences. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* [em linha]. **56**(3-4), 447–457. Disponível em: doi: 10.1016/s0272-7714(02)00194-4.

Johannes, R. E., (1978). Estratégias reprodutivas de peixes marinhos costeiros nos trópicos. *Biologia Ambiental de Peixes volume*. **3**(1), 65–84.

Johnston, I. A., (2006). Environment and plasticity of myogenesis in teleost fish. *Journal of Experimental Biology* [em linha]. **209**(12), 2249–2264. Disponível em: doi: 10.1242/jeb.02153.

Jovanovic, B., Longmore, C., O'Leary, Á. e Mariani, S., (2007). Fish community structure and distribution in a macro-tidal inshore habitat in the Irish Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* [em linha]. **75**(1-2), 135–142. Disponível em: doi: 10.1016/j.ecss.2007.02.023.

Jowett, I. G. e Richardson, J., (2003). Fish communities in New Zealand rivers and their relationship to environmental variables. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* [em linha]. **37**(2), 347–366. Disponível em: doi: 10.1080/00288330.2003.9517172.

Kempf, M., (1967). Nota preliminar sobre fundos costeiros da região de itamaracá (norte do estado de pernambuco, brasil). *Tropical Oceanography* [em linha]. **9**(1). Disponível em: doi: 10.5914/tropocean.v9i1.2521.

Kodo Filho, A. K., (2006). *Uso de biomarcadores de contaminação ambiental na avaliação do impacto do vazamento de óleo derivado de petróleo em ecossistemas de água doce*. Dissertação (mestrado), Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação. Disponível em: http://hdl.handle.net/1884/8533.

Krebs, C. J., (1999). *Ecological methodology*. 2ª ed. Menlo Park: Addison Wesley Longman.

Layman, C. A., (2000). Fish assemblage structure of the shallow ocean surf-zone on the eastern shore of virginia barrier islands. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* [em linha]. **51**(2), 201–213. Disponível em: doi: 10.1006/ecss.2000.0636.

Lira, A. K. F. e Teixeira, S. F., (2008). Ictiofauna da praia de jaguaribe, itamaracá, pernambuco. *Iheringia. Série Zoologia* [em linha]. **98**(4), 475–780. Disponível em: doi: 10.1590/s0073-47212008000400010.

Lobo, E. A., Callegaro, V. L. M. e Bender, E. P., (2002). *Utilização de algas diatomá ceas epilíticas como indicadoras da qualidade da á gua em rios e arroios da região hidrográ fica do Guaíba, RS, Brasil*. Santa Cruz do Sul: EDUNISC.

Lucena de Albuquerque, J., (2009). *Caracterização morfodinâmica e vulnerabilidade à erosão do litoral leste da ilha de itamaracá - PE*. Dissertação (mestrado), Universidade Federal Pernambuco. Disponível em: https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/6429

Magurran, A. E., (1988). *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press.

Magurran, A. E., (2004). *Measuring biological diversity*. Oxford: Blackwell Publishing.

Magurran, A. E., (2011). *Medindo a diversidade biológica*. Curitiba: Editora UFPR.

Magno, F. S. S. e Severi, W., (2009). Composição e estrutura da assembleia de peixes da zona de arrebentação da praia de Jaguaribe, Itamaracá (PE). *Bioikos*. **23**(1).

MARGALEF, R. 1983. limnología. ediciones omega, S.A., barcelona. 1010 p. *Limnology and Oceanography* [em linha]. **29**(6), 1349.

Manson, C. F., (1991). *Biology of freshwater pollution*. 2ª ed. New York: John Wiley and Sons, Inc.

Ministério Do Meio Ambiente (MMA) (2008). **Macrodiagnóstico da Zona Costeira e Marinha do Brasil**. Brasília: MMA. 242 p.

Odum, E. e Barrett, G. W., (2004). *Fundamentals of ecology*. 5ª ed. Cengage Learning.

Oliveira-Silva, J. T. d., Peso-Aguiar, M. C. e Lopes, P. R. D., (2008). Ictiofauna das praias de cabuçu e berlinque: uma contribuição ao conhecimento das comunidades de peixes na baía de todos os santos – bahia – brasil. *Biotemas* [em linha]. **21**(4). Disponível em: doi: 10.5007/2175-7925.2008v21n4p105.

Oliveira, R. E. M. C. C. e Pessanha, A. L. M., (2014). Fish assemblages along a morphodynamic continuum on three tropical beaches. *Neotropical Ichthyology* [em linha]. **12**(1), 165–175. Disponível em: doi: 10.1590/s1679-62252014000100018.

Pereira, R. C. e Soares-Gomes, A., (2002). *Biologia marinha*. Rio de Janeiro: Interciência.

Pessanha, A. L. M. e Araújo, F. G., (2003). Spatial, temporal and diel variations of fish assemblages at two sandy beaches in the Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* [em linha]. **57**(5-6), 817–828. Disponível em: doi: 10.1016/s0272-7714(02)00411-0.

Pessoa, W. V. N., (2017). *Variação espaço-temporal da ictiofauna de zona de arrebentação em praias do litoral paraibano*. Tese Doutorado, Universidade Federal Rural de Pernambuco. Disponível em: http://www.tede2.ufrpe.br:8080/tede2/handle/tede2/7053.

Pinto, M. F., Oliveira, T. P. R., Rocha, L. A. e Alves, R. R. N., (2018). People and fishery resources. In: *Ethnozoology* [em linha]. Elsevier. p. 119–149. Disponível em: doi: 10.1016/b978-0-12-809913-1.00008-9.

Potter, I. C., Chuwen, B. M., Hoeksema, S. D. e Elliott, M., (2010). The concept of an estuary: a definition that incorporates systems which can become closed to the ocean and hypersaline. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* [em linha]. **87**(3), 497–500. Disponível em: doi: 10.1016/j.ecss.2010.01.021.

Prates, A. P. L., Gonçalves, M. A. e Rosa, M. R., (2012). *Panorama da conservação dos ecossistemas costeiros e marinhos no Brasil*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Gerência de Biodiversidade Aquática e Recursos Pesqueiros.

Pough, F. H., Janis, C. M. e Heiser, J. B., (2008). *A vida dos vertebrados*. São Paulo: Atheneu.

Ricklefs, R. E., (1993). *A Economia da Natureza: um livro-texto em ecologia básica*. 3ª ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan.

Rios, G. S. L., (1976). A pesca artesanal como parte do setor de subsistência - sua abordagem sociológica. In: *Seminário alternativas de desenvolvimento: pesca – coleta e cultivo*. São Paulo. p. 141–150.

Robertson, A. I. e Blaber, S. J. M., (1992). Plankton, epibenthos and fish communities. In: *Tropical mangrove ecosystems* [em linha]. Washington, D. C.: American Geophysical Union. p. 173–224. Disponível em: doi: 10.1029/ce041p0173.

Romer, G. S., (1990). Surf zone fish community and species response to a wave energy gradient. *Journal of Fish Biology* [em linha]. **3**(6), 279–287. Disponível em: doi: 10.1111/j.1095-8649.1990.tb05609.x.

Santana, F. M. d. S., Severi, W., Feitosa, C. V. e Araújo, M. E. d., (2013). The influence of seasonality on fish life stages and residence in surf zones: a case of study in a tropical region. *Biota Neotropica* [em linha]. **13**(3), 181–192. Disponível em: doi: 10.1590/s1676-06032013000300021.

Santos-Fernandes, T. L., (1997). *Fitoplâncton do estuário do rio jaguaribe (itamaracá, Pernambuico, Brasil): ecologia, densidade, biomassa e produção.* Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco.

Santos, T. L., Passavante, J. Z. O., Koening, M. L., Macêdo, S. J. e Lins, I. C., (2000). Fitoplâncton do estuário do rio jaguaribe (itamaracá, pernambuco, brasil): produção e hidrologia. *Revista Ecológica Aquática Tropical*. **10**, 43–69.

Sarmento-Soares, L.M., Alves, C.B.M., Melo, F.A.G., Moraes, L.E., Lima, S.M.Q. and Ramos, T.P.A., 2017. Ictiofauna das ecorregiões de água doce e marinhas do nordeste

brasileiro. *Boletim Sociedade Brasileira de Ictiologia*, ***122***, pp.16-35.

Silva, C. H. C. d., (2020). *Padrões de diversidade da ictiofauna na região costeira do litoral norte de pernambuco*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal Rural de Pernambuco.

Simpson, E. H., (1949). Measurement of diversity. *Nature* [em linha]. **163**, 688. Disponível em: doi: 10.1038/163688a0.

Stickland, N. C., White, R. N., Mescall, P. E., Crook, A. R. e Thorpe, J. E., (1988). The effect of temperature on myogenesis in embryonic development of the atlantic salmon (salmo salar L.). *Anatomy and Embryology* [em linha]. **178**(3), 253–257. Disponível em: doi: 10.1007/bf00318228.

Strydom, N. A., (2003). Occurrence of larval and early juvenile fishes in the surf zone adjacent to two intermittently open estuaries, South Africa. *Environmental Biology of Fishes* [em linha]. **66**(4), 349–359. Disponível em: doi: 10.1023/a:1023949607821.

Thiel, R., Sepulveda, A., Kafemann, R. e Nellen, W., (1995). Environmental factors as forces structuring the fish community of the Elbe Estuary. *Journal of Fish Biology* [em linha]. **46**(1), 47–69. Disponível em: doi: 10.1111/j.1095-8649.1995.tb05946.x.

USEPA – United States Environmental Protection Agengy, (1999). *United States Office of Emergency. Environmental Protection and Remedial. Oil Program Center*. Understanding oil spills and oil spill response in freshwater environments. Washington.

Vasconcellos, R. M., Santos, J. N. d. S., Silva, M. d. A. e Araújo, F. G., (2007). Efeito do grau de exposição às ondas sobre a comunidade de peixes juvenis em praias arenosas do Município do Rio de Janeiro, Brasil. *Biota Neotropica* [em linha]. **7**(1), 93–100. Disponível em: doi: 10.1590/s1676-06032007000100013.

Vieira, D. B. e Shibatta, O. A., (2007). Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, município de Londrina, Paraná, Brasil. *Biota Neotropica* [em linha]. **7**(1),

57–65. Disponível em: doi: 10.1590/s1676-06032007000100008.

Whitfield, A. K., (1989). Ichthyoplankton in a southern african surf zone: nursery area for the postlarvae of estuarine associated fish species? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* [em linha]. **29**(6), 533–547. Disponível em: doi: 10.1016/0272-7714(89)90009-7.

Yáñez-Arancibia, A., Lara-Domínguez, A. L. e Day, J. W., (1993). Interactions between mangrove and seagrass habitats mediated by estuarine nekton assemblages: coupling of primary and secondary production. *Hydrobiologia* [em linha]. **264**(1), 1–12. Disponível em: doi: 10.1007/bf00014659.