



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE

Túlio Bernardo Caxias de Oliveira

**ESTRUTURA DE UMA ASSEMBLEIA DE PEIXES EM UM AMBIENTE
MARINHO-ESTUARINO NO LITORAL DE PERNAMBUCO**

RECIFE, 2022



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE

**Estrutura de uma assembleia de peixes em um ambiente marinho-estuarino no
litoral de Pernambuco**

Discente: Túlio Bernardo Caxias de Oliveira

Orientadora: Profa. Dra. Ana Carla Asfora El-Deir

Coorientador: Prof. Dr. Francisco Marcante Santana da Silva

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade da Universidade Federal Rural de Pernambuco como pré-requisito para obtenção do título de mestre 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)

T917e

Oliveira, Túlio Bernardo Caxias de
ESTRUTURA DE UMA ASSEMBLEIA DE PEIXES EM UM AMBIENTE MARINHO-ESTUARINO NO
LITORAL DE PERNAMBUCO / Túlio Bernardo Caxias de Oliveira. - 2022.
54 f.

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

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

1. Índices Ecológicos. 2. Ecologia. 3. Ictiofauna. 4. Estuário. 5. Arrebentação. I. El-Deir, Ana Carla Asfora El, orient.
II. Silva, Francisco Marcante Santana da, coorient. III. Título

CDD 333.95



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE

**ESTRUTURA DE UMA ASSEMBLEIA DE PEIXES EM UM AMBIENTE
MARINHO-ESTUARINO NO LITORAL DE PERNAMBUCO**

TÚLIO BERNARDO CAXIAS DE OLIVEIRA

Data de apresentação: 29 de julho de 2022

Orientador: _____

Dr.^a Prof.^a Ana Carla Asfora El-Deir

Examinador (a): _____

Titular: Prof. Dr. Mauro de Melo Júnior

Examinador (a): _____

Titular: Dr. Jonas Eloi de Vasconcelos 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

Primeiramente, eu agradeço a Deus ou a qualquer outra divindade que simpatizou comigo e me manteve forte durante todo esse período conturbado. Concluir um mestrado inteiro dentro de uma pandemia não foi fácil. Por isso, sinto que tive muita ajuda espiritual, inclusive das pessoas que amo e torcem por mim.

Sendo assim, agradeço muito aos meus pais (seu Ernani e dona Elezilda) que sempre estiveram comigo e me apoiaram independente de tudo. Sem falar da enorme paciência deles.

Aos meu pais “científicos”, Ana Carla e Francisco Marcante, que eu tive o prazer de conhecer e conviver, principalmente com Aninha, por 7 anos. Com vocês eu cresci não só cientificamente, mas também como pessoa, aprendendo sempre o caminho do bem e dos bons princípios que o coração enorme de vocês possui. Eu também não poderia deixar de agradecer a paciência que tiveram comigo durante esses últimos anos nas nossas reuniões online.

A minha companheira Jade que, assim como seu nome referente a uma joia, ela se faz preciosa na minha vida. Vivemos momentos iguais nesse processo, mesmo laboratório, mesma área de pesquisa.... mas, se não fosse ela, com certeza eu não estaria onde estou. Serei eternamente grato por ela estar na minha vida.

Aos meus amigos e integrantes do LEP que me ajudaram nas coletas em plena pandemia, não sei como seria sem vocês. Durante esse período muita gente ajudou, mas gostaria de dar um destaque para alguns:

Janson Job, fez valer o sobrenome... foi em, praticamente, todas as coletas. Mesmo doente, machucado, virado da própria coleta, também correndo pra terminar o próprio trabalho... ele estava lá me oferecendo ajuda, sempre com a cabeça erguida e dando forças, talvez ele nem saiba o quanto ele me ajudou nessa caminhada. Também agradeço a Daniel, quase uma equipe toda em uma pessoa só. Se não fosse ele, principalmente no começo das coletas, eu não sei como seria. E, por último, mas não menos importante, a Jade e a Cris, que me ajudavam na organização de todos os procedimentos... obrigado!

E como nem só de trabalho vive o homem, gostaria de agradecer aos meus amigos que me distraíram a mente e, assim, me deixaram lucido até agora. Dudu, Heitor e Auryjhony, por mais raro que tenham sido nossos encontros, eles sempre foram excelentes... vocês são meus irmãos que vou levar pra sempre.

Agradeço, também, a Wagner que sempre perdia pra mim quando nos víamos nas segundas livres e jogávamos um carteadado. Agradeço a Luiz, também, só pra não ficar com ciúmes.

A todos os amigos que fiz durante o curso: Paula, Mateus, Dantas, Giulia, vocês deixaram até a pior disciplina um pouquinho mais divertida no final das contas... ou até mesmo companhia pra chorar pelas dificuldades da vida (Paula).

Mas claro, não poderia esquecer também de dois anjos: Yago e Matoso. Já os conhecia da graduação, mas durante o curso nos aproximamos mais ainda. Sempre tínhamos um ao outro pra nos apoiar e conseguir um pouco mais de força nos momentos difíceis. Além do mais, eles são extremamente inteligentes e com o coração maior que tudo... só agradeço a vocês!

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 e da verba PROAP.

Sumário

Resumo.....	vii
Abstract	viii
Fundamentação teórica	1
Referencias da fundamentação.....	4
ARTIGO	8
Resumo.....	9
Introdução	10
Material e Métodos	12
Area de Estudo.....	12
Procedimentos em Campo	12
Procedimento em Laboratório.....	13
Análise de Dados	14
Resultados	15
Discussão	34
Referencias	38
Considerações finais	45

Resumo

Ambientes estuarinos, bem como zonas de arrebentação, apesar de serem bastante importantes, tanto ecologicamente quanto economicamente, vêm sofrendo várias pressões antrópicas ao longo do tempo e isto pode ser observado nas comunidades aquáticas, como a ictiofauna. Assim, este trabalho objetivou analisar a estrutura da comunidade de peixes em um ambiente marinho-estuarino, em Maracaípe, ao longo do ano. As coletas foram realizadas mensalmente entre agosto de 2020 e julho de 2021, em maré vazante diurna da lua nova, no estuário e na zona de arrebentação ao norte da desembocadura do rio. Foram feitas tréplicas diurnas de arrasto. Os dados abióticos de salinidade e temperatura foram aferidos em cada ponto de amostragem e os indivíduos coletados foram medidos e pesados em laboratório. Foram analisados os índices ecológicos riqueza, diversidade de Shannon-Wiener, equitabilidade de Pielou, dominância e abundância, total e relativa. Foi realizada análise de agrupamento, utilizando o índice de similaridade de Bray-Curtis a partir das matrizes de abundância e presença e ausência das espécies. Também foi realizada um nMDS e uma CCA para se reafirmar o padrão dos dados. O teste de qui-quadrado, entre os pontos de coletas e os meses, e o teste ANOSIM, foram realizados a fim de se obter o grau de significância dos dados. As análises e gráficos foram realizadas nos softwares PAST e Excel. Foram identificados 13.614 indivíduos, 29 famílias e 66 espécies. Clupeidae, Engraulidae e Haemulidae foram as famílias mais abundantes. *Lile piquitinga* (38%) e *Haemulopsis corvinaeformis* (17,09%) foram as mais abundantes espécies. No mês de março, na zona de arrebentação, houve uma alta dominância de *H. corvinaeformis*, enquanto outubro, no estuário, a dominância foi da *L. piquitinga*. De maneira geral, a zona de arrebentação teve maiores índices de diversidade (2,22) e riqueza (47) quando comparada com o estuário. Houve, também, uma segregação das espécies no que se refere ao uso do habitat: *Atherinella brasiliensis*, *Lile piquitinga* e *Eucinostomus argenteus* se mostram majoritariamente estuarinas enquanto *Haemulopsis corvinaeformis*, *Larimus breviceps* e *Polydactylus oligodon*, foram as espécies típicas da zona de arrebentação. Com isso, ressalta-se a importância e necessidade de ações de manejo para uso sustentável de regiões costeiras, uma vez que essas possuem uma grande importância tanto ecológica quanto econômica.

Palavras chave: Estuário; zona de arrebentação; diversidade; comunidade, ictiofauna

Abstract

Estuarine environments, as well as surf zones, despite being highly important both ecologically and economically, have been facing various anthropogenic pressures over time, which can be observed in aquatic communities, such as fish fauna. Thus, this study aimed to analyze the fish community structure in a marine-estuarine environment in Maracaípe throughout the year. Collections were conducted monthly between August 2020 and July 2021, during daytime ebb tide of the new moon, in the estuary and surf zone north of the river mouth. Daytime replicates of beach seine netting were performed. Abiotic data of salinity and temperature were measured at each sampling point, and collected individuals were measured and weighed in the laboratory. Ecological indices including species richness, Shannon-Wiener diversity, Pielou's evenness, dominance, total and relative abundance were analyzed. Cluster analysis was conducted using the Bray-Curtis similarity index based on abundance and presence-absence matrices of species. Non-metric multidimensional scaling (nMDS) and canonical correspondence analysis (CCA) were also performed to confirm the data patterns. Chi-square test between collection points and months, as well as ANOSIM test, were conducted to determine the significance of the data. Data analyses and graphs were performed using PAST and Excel software. A total of 13,614 individuals, 29 families, and 66 species were identified. Clupeidae, Engraulidae, and Haemulidae were the most abundant families. *Lile piquitinga* (38%) and *Haemulopsis corvinaeformis* (17.09%) were the most abundant species. In March, there was a high dominance of *H. corvinaeformis* in the surf zone, while in October, dominance was observed for *L. piquitinga* in the estuary. Overall, the surf zone exhibited higher diversity indices (2.22) and richness (47) compared to the estuary. There was also species segregation regarding habitat use: *Atherinella brasiliensis*, *Lile piquitinga*, and *Eucinostomus argenteus* were predominantly estuarine species, while *Haemulopsis corvinaeformis*, *Larimus breviceps*, and *Polydactylus oligodon* were typical species of the surf zone. These findings highlight the importance and necessity of management actions for the sustainable use of coastal regions, given their significant ecological and economic value.

Keywords: Estuary; surf zone; diversity; community, ichthyofauna

Fundamentação teórica

Compreendendo tanto ambientes aquáticos como terrestres, as áreas costeiras são consideradas ambientes ecológicos de transição extremamente complexos e diversos, que desempenham um papel importante na conexão e intercâmbio genético entre os ecossistemas marinhos e terrestres (PBMC, 2016). Ambientes como recifes de corais, bancos de algas, estuários e plataformas continentais, são exemplos de ambientes que constituem o ecossistema costeiro aquático, provendo diversos serviços ecossistêmicos, tais como ciclagem de nutrientes, produção de alimentos, habitats, atividades recreativas e de entretenimento (COSTANZA *et al.*, 1997).

No ecossistema costeiro, umas das principais áreas são as praias arenosas, que correspondem com cerca de 50-60% de toda costa do planeta (BIRD, 1996). Por serem influenciadas por fatores físicos, hidrodinâmicos e de sedimentação, as praias arenosas podem ser classificadas em reflexiva e dissipativa, onde neste último tipo ocorrem condições físicas para a formação de ondas, as quais caracterizam as zonas de arrebentação (zonas de surfe) (DEFEO; MCLACHLAN, 2005; DEFEO *et al.*, 2009). Consideradas zonas de alta energia e dinâmica hidrológica, possuem uma alta disponibilidade de alimentação, tornando-se locais ideais para a desova e o desenvolvimento de muitas espécies de peixes, sendo considerado um berçário natural (COWLEY; WHITFIELD; BELL, 2001; LASIAK, 1981). Esses ambientes também possuem um alto valor socioeconômico, principalmente como recurso recreacional e alvo de diversos destinos turísticos (SCHLACHER, 2008).

Outros ecossistemas complexos que possuem uma grande importância dentro das zonas costeiras, são os estuários. Derivado do Latim *aestuarium*, a palavra estuário significa maré ou onda grande, fazendo referência as grandes dinâmicas que esses ambientes possuem (MIRANDA; CASTRO; KJERFVE, 2002). Uma das definições mais amplamente aceitas é proposta por Day Jr. (1981), onde ele caracteriza o estuário como um corpo de água costeiro parcialmente fechado que é permanente ou regularmente aberto para o oceano onde, devido à mistura de água produzida pela água do mar e drenagem da terra, há uma mudança mensurável na salinidade. Essa mistura das águas marinhas e dulcícolas criam zonas de estratificação, as quais acabam proporcionando uma alta gama de nichos fortemente influenciadas pela variação sazonal da salinidade (BARLETTA; LIMA, 2019). O grande aporte de nutrientes providos da

hidrodinâmica do local, estimula a grande produtividade primária e, por consequência, permite o estabelecimento de uma alta biodiversidade (COSTANZA, 1997; MIRANDA; CASTRO; KJERFVE, 2002). Assim, do ponto de vista biológico, econômico e cultural, o ecossistema estuarino é visto como um dos mais valiosos do Planeta (COSTANZA, 1997).

Apesar desses ambientes costeiros serem de grande relevância ecológica, social e econômica, tanto as áreas de praia quanto as regiões estuarinas vêm sofrendo com grande pressão antrópica proveniente do constante crescimento urbano (BOLÍVAR *et al.*, 2019; LU *et al.*, 2018; RIBEIRO *et al.*, 2008). Modificando a estrutura dos habitats e suas condições ambientais, alguns dos principais impactos que ameaçam a biodiversidade das praias arenosas são mudança climática, erosão, poluição, pesca e mineração de areia (DEFEO *et al.*, 2009; DEFEO; MCLACHLAN, 2005; JONES *et al.*, 2009; SCHLACHER *et al.*, 2008). Já nos estuários, os impactos são pesca predatória, perda de mata ciliar e poluição decorrentes da industrialização e crescimento urbano (ALVES, 2017; BARLETTA; LIMA, 2019; BLABER, 2000; ECOUTIN *et al.*, 2010). No Brasil, a região Nordeste é uma das regiões que possui a zona costeira mais densamente povoada e, em Pernambuco, os impactos nesses ambientes costeiros se encontram principalmente próximos aos centros urbanos (MERIGOT *et al.*, 2017).

Com cerca de 35000 espécies, os peixes são considerados o maior grupo, dentre todos os vertebrados, com mais da metade das espécies do mundo (FROESE; PAULY, 2023; NELSON; GRANDE; WILSON, 2016). No Brasil, os ambientes marinhos e de água doce registram, aproximadamente, 4700 espécies, onde 698 destas são encontradas em Pernambuco (FROESE; PAULY, 2023).

De forma geral, os peixes representam grande importância tanto para a sociedade, servindo de alimento, esportes, recreação e até mesmo em uso medicinal (EL-DEIR *et al.*, 2012; NELSON; GRANDE; WILSON, 2016), quanto para o sistema, sob o ponto de vista ecológico; inclusive, os estudos das comunidades de peixes vêm sendo discutidos como sinalizadores das condições ambientais nos últimos tempos (ARAÚJO, 1998; FAUSCH *et al.*, 1990; WHITFIELD; ELLIOT, 2002; RAMOS *et al.*, 2012; SHEAVES; JOHNSTON; CONNOLLY, 2012).

Ao longo da costa de Pernambuco, vários estudos já foram realizados acerca da ictiofauna, sob diversas perspectivas. Nas zonas de arrebentação, Itamaracá é o principal representante do litoral norte no que se diz respeito a trabalhos realizados. Possuindo uma

ictiofauna bem inventariada, as famílias Engraulidae, Sciaenidae e Haemulidae são as mais representativas nessas áreas (SANTANA, 2013; SANTANA; SEVERI, 2009; SILVA; SANTANA; SEVERI, 2007). Santana e colaboradores (2013) relataram a importância dessas áreas como berçário para diversas espécies de peixes. Nas áreas estuarinas, o litoral norte é o mais representativo em estudos sobre a distribuição e utilização da assembleia de peixes nesses locais (DE PAIVA; CHAVES; ARAÚJO, 2008; EL-DEIR, 2005; MERIGOT *et al.*, 2017; PEREIRA; FERREIRA; REZENDE, 2010). Por outro lado, Paiva e colaboradores (2009), em pesquisa realizada no estuário do rio Formoso (litoral sul), notaram a forte influência da salinidade e dos recifes de corais nas proximidades do estuário, como agentes da distribuição da ictiofauna local. No entanto, a região de Maracaípe no litoral sul do Estado ainda se encontra escassa em trabalhos sobre sua comunidade ictia costeira, tais como FAVERO; SILVA ARAUJO; SEVERI, 2019) e algumas teses (ARAUJO, 2017; BRANDÃO 2018) (CAMARGO, 2013).

Segundo Sheridan e Hays (2003), a escassez de estudos que são realizados simultaneamente em diferentes habitats, levando em consideração a ocorrência das espécies, podem gerar uma visão compartimentada dos ecossistemas costeiros, tornando mais difícil a real compreensão da vida dos peixes. Em adição a isto, essas áreas costeiras são fundamentais para o desenvolvimento de várias espécies de peixes, tanto econômica quanto ecologicamente falando. Portanto, torna-se necessária a realização de estudos como este, ressaltando a grande importância em conhecer como ocorre os processos de ocupação da comunidade ictia e suas preferências de habitats, bem como somar conhecimentos para trabalhos futuros.

Referências da fundamentação

ALVES, T. V. S. Impacto da degradação ambiental sobre a caracterização da ictiofauna do estuário do Rio Paraíba (Nordeste do Brasil). **Revista Principia - Divulgação Científica e Tecnológica do IFPB**, [S.l.], n. 35, p. 111-124, jun. 2017.

ARAUJO, I. M. S. **Conectividade entre ambientes costeiros de Maracáípe, litoral sul de Pernambuco, através do estudo da estrutura da assembleia de larvas e jovens de peixes**. 2017.

ARAÚJO, F. G. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 58, n. 4, p. 547-558, 1998.

BARLETTA, Mário; LIMA, André RA. Systematic review of fish ecology and anthropogenic impacts in South American estuaries: setting priorities for ecosystem conservation. **Frontiers in Marine Science**, v. 6, p. 237, 2019.

BIRD, Eric CF. Coastal erosion and rising sea-level. In: **Sea-Level Rise and Coastal Subsidence**. Springer, Dordrecht, 1996. p. 87-103.

BLABER, S.J.M. 2000. **Tropical estuarine fishes: ecology, exploitation and conservation**. Queensland, Australia Blackwell Science, 372p.

BOLÍVAR, Marianella et al. Anthropic Impact Assessment of Coastal Ecosystems in the Municipality of Puerto Colombia, NE Colombia. **Journal of Coastal Research**, v. 92, n. SI, p. 112-120, 2019.

BRANDÃO, B. C. S. **Guildas funcionais da assembleia de peixes em ambientes costeiros de Maracáípe, litoral sul de Pernambuco Brasil**. 2018.

CAMARGO, G. M. B. **Ictiofauna da Zona de Arrebentação da Praias de Porto de Galinhas e Maracáípe, PE**. 2013

COSTANZA, Robert et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **nature**, v. 387, n. 6630, p. 253-260, 1997.

COWLEY, P. D.; WHITFIELD, A. K.; BELL, K. N. I. The surf zone ichthyoplankton adjacent to an intermittently open estuary, with evidence of recruitment during marine overwash events. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 52, n. 3, p. 339-348, 2001.

DAY, I.H. 1981. The nature, origin and classification of estuaries. pp. 1-6. In: J.H. Day (ed.) **Estuarine Ecology with Particular Reference to Southern Africa**, A.A. Balkema, Rotterdam

DEFEO, Omar et al. Threats to sandy beach ecosystems: a review. **Estuarine, coastal and shelf science**, v. 81, n. 1, p. 1-12, 2009.

DEFEO, Omar; MCLACHLAN, Anton. Patterns, processes and regulatory mechanisms in sandy beach macrofauna: a multi-scale analysis. **Marine ecology progress series**, v. 295, p. 1-20, 2005.

DE PAIVA, Andréa CG; CHAVES, Paulo de Tarso da C.; ARAÚJO, Maria E. de. Estrutura e organização trófica da ictiofauna de águas rasas em um estuário tropical. **Revista brasileira de Zoologia**, v. 25, n. 4, p. 647-661, 2008.

ECOUTIN, Jean-Marc et al. Changes over a decade in fish assemblages exposed to both environmental and fishing constraints in the Sine Saloum estuary (Senegal). **Estuarine, coastal and shelf science**, v. 87, n. 2, p. 284-292, 2010.

EL-DEIR, ACA. **Composição e distribuição espaço-temporal de formas iniciais de peixes do estuário do rio Jaguaribe, Itamaracá, litoral norte de Pernambuco, Brasil**. João Pessoa. 87p. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, UFPB. 2005.

EL-DEIR, Ana Carla Asfora et al. Ichthyofauna used in traditional medicine in Brazil. **Evidence-based complementary and alternative medicine**, v. 2012, 2012.

FAVERO, Fernanda de Lima Toledo; DA SILVA ARAUJO, Isabela Maria; SEVERI, William. Structure of the fish assemblage and functional guilds in the estuary of Maracaípe, northeast coast of Brazil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 45, n. 1, 2019.

FAUSCH, Kurt D. et al. Fish communities as indicators of environmental degradation. In: **American fisheries society symposium**. 1990. p. 123-144.

FROESE, R.; PAULY, D. (2022). Fishbase. World Wide Web Eletronic Publication. Version (02/2023). Disponível em: < <http://www.fishbase.org/>>. Acesso em: 23, abril, 2023.

JONES, A. R. et al. Sandy-beach ecosystems: Their health, resilience and management. In: **Proceeding Fifth International Symposium on Sandy Beaches. Rabat Morocco**. 2009. p. 19-23.

LASIAK, Theresa A. Nursery grounds of juvenile teleosts: evidence from the surf zone of King's Beach, Port Elizabeth. **South African Journal of Science**, v. 77, n. 9, p. 388-390, 1981.

LU, Yonglong et al. Major threats of pollution and climate change to global coastal ecosystems and enhanced management for sustainability. **Environmental Pollution**, v. 239, p. 670-680, 2018.

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

MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. Princípios de Oceanografia Física de Estuários. **EDUSP, S Paulo**. 424 p. 2002.

NELSON, Joseph S.; GRANDE, Terry C.; WILSON, Mark VH. **Fishes of the World**. John Wiley & Sons, 2016.

DE PAIVA, Andréa CG et al. Spatial distribution of the estuarine ichthyofauna of the Rio Formoso (Pernambuco, Brazil), with emphasis on reef fish. **Zoologia (Curitiba)**, v. 26, n. 2, p. 266-278, 2009.

PBMC (PAINEL BRASILEIRO DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS), MARENGO, J. A. & SCARANO, F. R. (eds.). 2016. **Impacto, vulnerabilidade e adaptação das cidades costeiras brasileiras às mudanças climáticas: Relatório Especial do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas**. Rio de Janeiro, COPPE – UFRJ.

PEREIRA, Pedro HC; FERREIRA, Beatrice P.; REZENDE, Sérgio M. Community structure of the ichthyofauna associated with seagrass beds (*Halodule wrightii*) in Formoso River estuary-Pernambuco, Brazil. **Anais da academia Brasileira de Ciencias**, v. 82, n. 3, p. 617-628, 2010.

RAMOS, Sandra et al. Early life stages of fishes as indicators of estuarine ecosystem health. **Ecological indicators**, v. 19, p. 172-183, 2012.

RIBEIRO, Joaquim et al. Long-term changes in fish communities of the Ria Formosa coastal lagoon (southern Portugal) based on two studies made 20 years apart. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 76, n. 1, p. 57-68, 2008.

SANTANA, F. M. S. et al. The influence of seasonality on fish life stages and residence in surf zones: a case of study in a tropical region. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 3, p. 181-192, 2013.

SANTANA, F. M. S. **Ecologia da assembléia de peixes da zona de arrebentação da praia de Jaguaribe, Itamaracá, Pernambuco**. 2013.

SANTANA, F. M. S.; SEVERI, W. (2009). **Composition and structure of fish assemblage of the surf zone at Jaguaribe beach, Itamaracá (PE), Brazil**. *Bioikos*, 23, 3-17.

SCHLACHER, Thomas A. et al. Sandy beach ecosystems: key features, sampling issues, management challenges and climate change impacts. **Marine ecology**, v. 29, p. 70-90, 2008.

SHEAVES, Marcus; JOHNSTON, Ross; CONNOLLY, Rod M. Fish assemblages as indicators of estuary ecosystem health. **Wetlands Ecology and Management**, v. 20, n. 6, p. 477-490, 2012.

SHERIDAN, Peter; HAYS, Cynthia. Are mangroves nursery habitat for transient fishes and decapods? **Wetlands**, v. 23, n. 2, p. 449-458, 2003.

SILVA, A. C. G.; SANTANA, F. M.; SEVERI, W. (2007). **Assembléia Ictioplanctônica da Zona de Arrebentação da Praia de Jaguaribe, Itamaracá-PE**. Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, Caxambu - MG.

WHITFIELD, A. K.; ELLIOTT, M. Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. **Journal of fish biology**, v. 61, p. 229-250, 2002

ARTIGO

**ESTRUTURA DE UMA ASSEMBLEIA DE PEIXES EM UM AMBIENTE
MARINHO-ESTUARINO NO LITORAL DE PERNAMBUCO**

Túlio Bernardo Caxias de Oliveira¹, Jade Beatriz Alves da Silva¹,
Francisco Marcante Santana da Silva¹², Ana Carla Asfora El-Deir¹

A ser submetido a revista Marine &
Freshwater Research, Qualis A3
[https://www.publish.csiro.au/mf/for
authors/AuthorInstructions](https://www.publish.csiro.au/mf/forauthors/AuthorInstructions)

RECIFE, 2022

ESTRUTURA DE UMA ASSEMBLEIA DE PEIXES EM UM AMBIENTE MARINHO-ESTUARINO NO LITORAL DE PERNAMBUCO

Túlio Bernardo Caxias de Oliveira¹, Jade Beatriz Alves da Silva¹, Francisco Marcante Santana da Silva¹², Ana Carla Asfora El-Deir¹

¹Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE-SEDE). Rua Dom Manuel de Medeiros, s/n - Dois Irmãos, Recife - PE, 52171-900

²¹Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE-UAST). Av. Gregório Ferraz Nogueira, s/n - Serra Talhada, PE, 56909-535

Resumo

O estuário tende a ser mais rico e diverso que a zona de arrebentação devido ao grau de complexidade que possui. Assim, objetivou-se analisar a estrutura da comunidade de peixes em um ambiente marinho-estuarino em Maracápe ao longo do ano. As coletas foram realizadas na zona de arrebentação e estuário com trélicas de arrasto de praia. Analisou-se a diversidade de Shannon-Wiener, equitabilidade, dominância, abundância e riqueza, bem como realizado o teste de qui-quadrado entre os pontos e meses, além do ANOSIM. Identificou-se 13.614 indivíduos em 29 famílias e 66 espécies. Clupeidae e Haemulidae foram as principais famílias e as espécies, *Lile piquitinga* (38%) e *Haemulopsis corvinaeformis* (17,09%) tiveram maiores abundâncias. Na zona de arrebentação registrou-se a dominância de *H. corvinaeformis*, já no estuário, a dominância foi de *L. piquitinga*, com picos populacionais temporais assíncronicos. A zona de arrebentação teve maior diversidade (2,22) e riqueza (47). Houve uma segregação das espécies quanto ao uso do habitat, evidenciando ambientes distintos. O estuário mostrou-se menos rico, diverso e, possivelmente, mais sensível a impactos do que a zona de arrebentação. Essas descobertas destacam a importância de considerar a complexidade da zona de arrebentação ao analisar a biodiversidade e os impactos ambientais em ecossistemas marinho-estuarinos.

Palavras chave: Estuário, zona de arrebentação, diversidade, comunidade, ictiofauna, berçário, juvenil, maracápe

Introdução

A zona costeira é uma área de transição ecológica e desempenha um papel importante na ligação entre o continente e o mar, e promove uma comunicação genética e de biomassa, caracterizando-os como um ambiente dinâmico e biologicamente diverso (Monteiro-Neto et al. 2008). No que se diz respeito as águas costeiras, os ecossistemas marinhos e estuarinos comportam uma alta diversidade e abundância de organismos, a exemplo dos de peixes, especialmente por apresentar uma elevada taxa de produtividade primária e secundária, fazendo com que estes ecossistemas desempenhem diversas funções importantes para o ambiente (Beck et al. 2001).

Compondo este ambiente aquático costeiro, estão as zonas de arrebentação (praias arenosas) e os manguezais (estuários), os quais são muito importantes na manutenção da produtividade pesqueira (Correia e Sovierzoski 2005) através da grande disponibilidade de nutrientes e alimento. Além disso, de forma geral, a composição da ictiofauna nas zonas de arrebentação possui um número baixo de espécies (Félix, 2007; Modde e Ross 1980), enquanto que os estuários são áreas que apresentam uma riqueza maior, agregando tanto espécies migrantes (marinhas e de água doce) como espécies residentes (Blaber 2000). Os dois ecossistemas se caracterizam igualmente por serem áreas de berçário, oferecendo proteção e recursos alimentares, para as larvas e jovens de peixes, devido às características físicas e químicas destes ambientes (Blaber 2000; Félix 2007; Guerreiro et al. 2021).

No entanto, apesar de apresentarem grande importância em vários aspectos (social, econômico e ecológico), esses ecossistemas costeiros também estão sujeitos às mais extensas modificações e ameaças de atividades antrópicas (Ribeiro et al. 2008). Perda de habitat, sedimentação em zonas costeiras, sobre-exploração e mudanças climáticas, são alguns dos principais tipos de impactos, que ameaçam seriamente a biodiversidade desses ecossistemas costeiros (He e Silliman, 2019).

Mundialmente, em torno de 50% da população vive em áreas costeiras refletindo em uma densidade populacional com cerca de 80 hab/km², chegando a ser o dobro da densidade média global (MMA 2010; Passos et al. 2020). No Brasil, esses ambientes costeiros estão distribuídos por aproximadamente 10.800 Km, compreendendo 17 estados e 13 das 27 capitais brasileiras, fazendo o Brasil um dos maiores em áreas litorâneas do mundo (MMA 2010). Devido a esse alto grau de urbanização, a zona costeira brasileira encontra-se sob pressão antrópica, com impactos cada vez maiores do âmbito da economia, turismo e lazer, ameaçando assim, os recursos naturais dessa região (MMA 2010). Dentre as regiões costeiras do Brasil, o Nordeste é a mais densamente povoada e tem como principais ameaças às zonas costeiras a poluição doméstica, atividades industriais, degradação e perda de habitat (Merigot 2017).

Nessa região, o estado de Pernambuco possui muitas áreas com intenso movimento turístico por conta das belezas naturais de suas praias e manguezais. O litoral sul do estado, Ipojuca, comporta cerca de 74,2% dos equipamentos de apoio ao turismo (hotéis, pousadas, bares e etc. (Lima 2006) evidenciando assim a grande procura desses ambientes para o turismo e lazer. Neste sentido, as atividades humanas nas áreas costeiras, acabam levando a mudanças na distribuição das comunidades biológicas na riqueza e na composição de assembleias, incluindo a ictiofauna, em várias escalas espaciais, (Azevedo et al. 2013; Giani et al. 2012; Johnston e Roberts 2009; Vitousek et al. 1997).

Desta forma, o entendimento dos processos ecológicos que auxiliam a biodiversidade possui importância fundamental para a viabilidade dos ecossistemas (Tilman 1997). Índices ecológicos, como os de diversidade, são funções matemáticas feitas para quantificar a biodiversidade, onde suas utilizações possibilitam comparações de diferentes parâmetros como regiões espaciais, períodos temporais e espécies (Daly; Baetens e de Baets 2018). Por esse motivo, essas medidas são essenciais para o monitoramento e conservação, assim como, no estudo e combate dos paradigmas da biodiversidade (Morris et al. 2014).

Deste modo, visto a importância dos ambientes costeiros para o desenvolvimento inicial de muitas espécies de peixes, é primordial o entendimento dos processos de colonização da comunidade ictia, bem como entender as preferências de habitats das espécies, para o manejo ideal de suas populações (Knox 1986; Burke 1995). Neste contexto, o presente estudo objetivou avaliar a estrutura da comunidade ictiofaunística

em um ambiente marinho-estuarino em Maracaípe) ao longo do ano através da composição de espécies, abundância, diversidade e comprimento para descrever a comunidade.

Material e Métodos

Area de Estudo

A região de Maracaípe é uma área bastante explorada pelo turismo. Possuindo morfologia semelhante a uma enseada (Macedo et al. 2012). Essa região é caracterizada pela sua diversidade de ambientes que abrange praias, zonas recifais e um estuário formado pelo rio Maracaípe.

O estuário tem sua área de manguezal inclusa na APA do estuário de Maracaípe e Sirinhaém através da Lei Estadual nº 9.931/86 (CPRH). Este estuário se caracteriza por ser um manguezal do tipo franja, onde o mangue se distribui por toda a extensão da margem, próximo ao mar, apresentando assim uma salinidade elevada (Cintrón e colaboradores, 1985). A região de praia (zona de arrebentação) de Maracaípe é caracterizada por apresentar uma considerável variação de morfologia e volume, muito devido a influência da sua proximidade com o rio Maracaípe (Macedo et al. 2012). De forma geral, esse local se caracteriza por apresentar tipo de sedimento com granulação fina, baixa declividade e ondas com tamanho médio de 0,6 m (Macedo et al. 2010).

Procedimentos em Campo

Foram realizadas coletas mensais, no período diurno, na maré vazante, entre agosto de 2020 e julho de 2021, no período de lua nova, correspondente a maré de sizígia. As amostragens foram realizadas com trélicas em duas regiões: um ponto localizado na região mais interna do estuário (EST - 8°32'15.98"S e 35° 0'29.39"O) e um na zona de arrebentação (ARR - 8°32'15.87"S e 35° 0'14.33"O), ao norte da desembocadura do rio (Fig. 1).

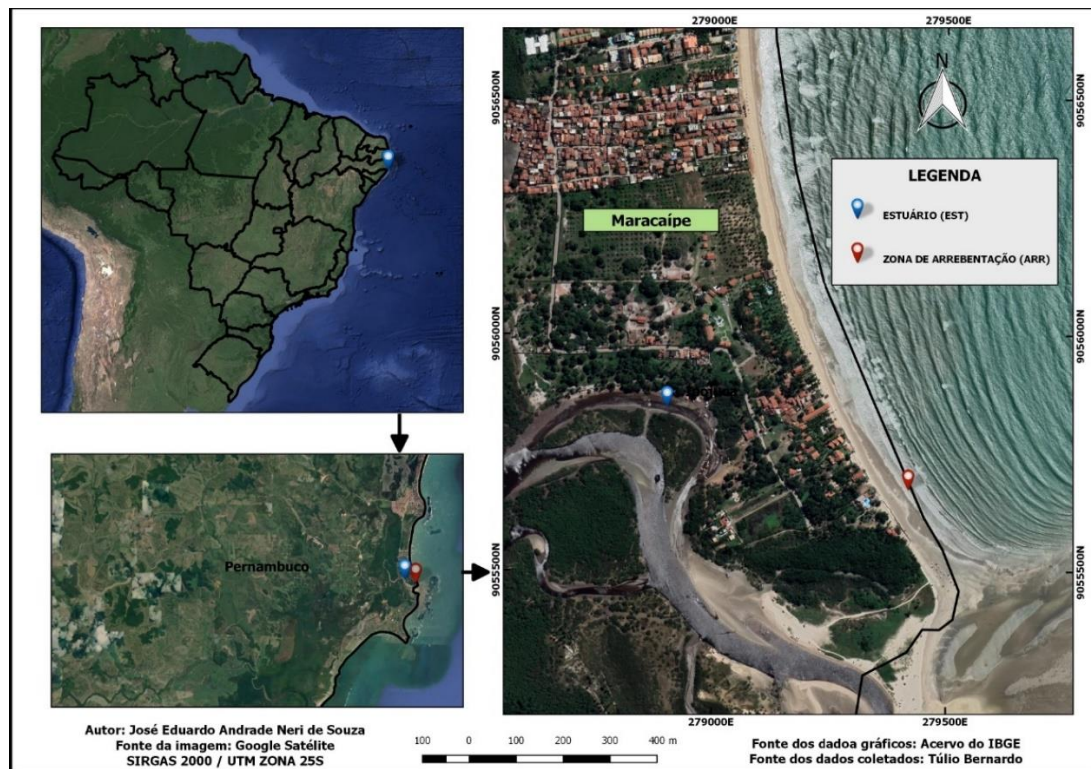


Fig. 1 Mapa da área de coleta. Brasil, Pernambuco e o pontal de Maracáipe apresentando o ponto de coleta do estuário (EST) e arrebentação (ARR).

Para as coletas dos peixes, foram realizados arrastos de praia utilizando rede do tipo picaré, com dimensões de 20 m de comprimento por 1,50 m de altura e com 5mm de abertura de malha. Os arrastos foram feitos paralelamente à costa, com uma extensão de 50 metros para cada arrasto, cobrindo uma área de aproximadamente 650 m². Os espécimes coletados foram eutanasiados imersos em solução de Eugenol, de acordo com os procedimentos recomendados pelo Conselho Nacional de Controle de Experimentação Animal (CONCEA, 2013). Em seguida, foram fixados em formalina a 10% e levados ao Laboratório de Ecologia de Peixes da UFRPE. Todo procedimento foi realizado com autorização da Comissão de Ética no Uso de Animais (CEUA), da UFRPE, sob o nº 8041270520 e do SISBio, sob o nº 73239-2.

Os dados abióticos salinidade e temperatura foram aferidos *in situ*, em cada estação de coleta, com um auxílio de um termômetro e um refratômetro, para uma caracterização da área.

Procedimento em Laboratório

Os peixes foram identificados com base nas literaturas especializadas, tais como: Randall (1983), Fischer (1978), Figueiredo & Menezes (1977; 1980; 2000), Menezes e Figueiredo (1980, 1985), Whitehead (1973), Carpenter (2002) e Araújo *et al.* (2004). Em seguida, os peixes foram conservados em recipientes com álcool a 70%, devidamente etiquetados. O peso total e o comprimento padrão também foram aferidos a fim de se contabilizar a biomassa e analisar os comprimentos dos indivíduos coletados. Alguns exemplares foram depositados na Coleção de Ictiofauna da Universidade Federal Rural de Pernambuco.

Análise de Dados

Os períodos seco e chuvoso de Maracáipe foram determinados de acordo com os índices médios mensais de pluviosidade da região segundo dados da APAC (Agência Pernambucana de Águas e Clima, 2020). Com os maiores índices de pluviosidade, o período chuvoso foi determinado entre os meses de março a agosto, enquanto o período seco correspondeu os meses de setembro a dezembro, bem como janeiro e fevereiro.

Utilizou-se o coeficiente de variação para saber o nível de variância dos dados abióticos, onde se baseia na definição de Mohallem et al. (2008) que classifica como baixo (<10%), médio (10% a 20%), alto (20% a 30%) e muito alto (>30%). Os índices ecológicos de diversidade de Shannon-Wiener, dominância, equitabilidade de Pielou (Magurran 1988; Magurran 2004), bem como abundância e biomassa (total e relativa), foram determinados por pontos de amostragem (estuário e zona de arrebentação), entre os meses do ano e entre os períodos seco e chuvoso. Para os mesmos pontos e meses, foi feito o teste de qui-quadrado para avaliar se houve diferença significativa entre si.

O índice de diversidade de Shannon-Wiener (Shannon 1949; Shannon e Weaver, 1963) leva em consideração o número de espécies bem como a distribuição de indivíduos entre elas e é calculado pela seguinte fórmula:

$$H = - \sum_{i=1}^S P_i * \log P_i$$

onde: S é número de táxons e P é proporção da amostra para i espécies.

Dentre diversas finalidades que o índice de dominância (Hughes e Harper, 1999) pode ter, neste trabalho ele foi utilizado para definir se há a dominância de uma ou mais espécies em algum sistema aquático em particular utilizando a seguinte formula:

$$D = \sum_i \left(\frac{ni}{n}\right)^2$$

onde ni é o número de indivíduos para o táxon i .

Com base no índice de similaridade de Bray-Curtis, as matrizes de similaridade foram obtidas a partir dos dados de presença e ausência, bem como de frequência absoluta com as espécies nos períodos do ano e entre os pontos de coleta. Para confirmação dos grupos foi feito uma análise de Escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS), além de uma Análise de Correspondência Canônica. Posteriormente, os grupos identificados foram testados através da análise de similaridade (ANOSIM) o qual fornece não só o nível de significância como também o valor de R que mostra o grau de separação entre os grupos. O valor de R vai de 0 a 1 e quanto mais próximo de 1 mais distintos são os grupos (Clarke e Warwick, 2001).

Foi utilizado o programa Paleontological Statistics (PAST) versão 3.20, para análise de dados, criado por P.D. Ryan, D.A.T. Harper e J.S. Whalley. Este programa, criado inicialmente para Paleontologia, já é usado em diversas áreas da ciência atualmente (Hossain 2012). Em todas as análises foi considerado o nível de significância de 5% ($p < 0,05$) e qui-quadrado $\chi^2=3,84$, segundo as recomendações de Zar (2010), utilizando os softwares Excel como complemento das análises e plotagem de gráficos.

Resultados

Em relação aos dados abióticos, observou-se pouca variação na temperatura entre os meses por ponto de coleta, com 1,96% e 7,1% de coeficiente de variação para a arrebentação e estuário, respectivamente. Os valores mínimos e máximos de temperatura no estuário foi de 27,2 C° (junho) a 34,3 C° (outubro) e na arrebentação foi de 28,5 C°

(agosto) e 30,59 C° (março). A salinidade apresentou valores mínimos e máximos no estuário de 21,4 e 39,0, com desvio padrão de 6,25%, sendo o coeficiente de variação de 19,4% considerado média. Já na arrebentação a variação foi menor de 35 a 45, com desvio padrão de 3,23, e coeficiente de variação de 8,52%.

Foram analisados 13.614 indivíduos inseridos em 29 famílias e 66 espécies (Tabela 1). Somados, esses indivíduos apresentaram uma biomassa total de 42,300 quilos, onde a grande maioria foi de indivíduos de pequeno porte, com uma média geral de tamanho de 53,4 milímetros.

Tabela 1 Lista das famílias e espécies capturadas nos dois locais (EST e ARR) com as amplitudes de comprimento padrão (CP) em milímetros e o peso total (PT) em gramas.

Maracaípe											
Família/Taxa	CP (mm)						PT (g)				
	N° de indivíduo/Ponto		Total	EST		ARR		EST		ARR	
	EST	ARR		mín.	máx.	mín.	máx.	mín.	máx.	mín.	máx.
Acanthuridae	1	1	2	28,76	28,76	27,62	27,62	0,995	0,995	0,829	0,829
<i>Acanthurus bahianus</i> Castelnau, 1855	1	1	2	28,76	28,76	27,62	27,62	0,995	0,995	0,829	0,829
Achiridae	2		2	51,71	56,78			5,145	7,312		
<i>Achirus achirus</i> (Linnaeus , 1758)	2		2	51,71	56,78			5,145	7,312		
Albulidae		69	69			28,25	139,86			0,248	25,419
<i>Albula vulpes</i> (Linnaeus , 1758)		69	69			28,25	139,86			0,248	25,419
Ariidae		4	4			162,00	360,00			62,850	759,000
<i>Cathorops spixii</i> (Agassiz, 1829)		4	4			162,00	360,00			62,850	759,000
Atherinopsidae	754	26	780	13,39	94,88	32,00	96,00	0,019	20,321	0,384	10,654
<i>Atherinella brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1825)	754	26	780	13,39	94,88	32,00	96,00	0,019	20,321	0,384	10,654
Batrachoidae	5		5	23,12	111,00			0,419	52,262		

<i>Thalassophryne nattereri</i> Steindachner, 1876	5		5	23,12	111,00			0,419	52,262		
Belonidae	41	1	42	38,41	295,00	430,05	430,05	0,031	109,190	122,839	122,839
<i>Strongylura timucu</i> (Walbaum, 1792)	41	1	42	38,41	295,00	430,05	430,05	0,031	109,190	122,839	122,839
Carangidae	13	110	123	17,87	125,96	11,47	123,00	0,363	17,133	0,043	41,500
<i>Caranx hippos</i> (Linnaeus, 1766)	1	1	2	46,00	46,00	35,31	35,31	1,780	1,780	1,105	1,105
<i>Caranx latus</i> Agassiz, 1831	12	40	52	17,87	125,96	27,17	87,68	0,363	17,133	0,560	16,982
<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)		1	1			104,17	104,17			25,168	25,168
<i>Selene vomer</i> (Linnaeus, 1758)		5	5			53,50	70,59			4,490	16,553
<i>Trachinotus carolinus</i> (Linnaeus, 1766)		28	28			11,47	85,57			0,043	18,973
<i>Trachinotus falcatus</i> (Linnaeus, 1758)		13	13			12,79	90,09			0,061	32,129
<i>Trachinotus goodei</i> Jordan & Evermann, 1896		20	20			22,78	123,00			0,406	41,500
<i>Trachinotus marginatus</i> Cuvier, 1832		2	2			67,78	70,77			8,841	10,365
Centropomidae	10	3	13	120,33	155,00	207,00	345,05	23,922	53,235	148,991	712,500
<i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch, 1792)	10	3	13	120,33	155,00	207,00	345,05	23,922	53,235	148,991	712,500
Clupeidae	3622	279	3901	14,00	65,00	22,72	100,23	0,096	4,404	0,110	17,220
<i>Harengula clupeola</i> (Cuvier, 1829)	1	3	4	24,95	24,95	53,24	100,23	0,303	0,303	2,276	17,722

<i>Lile piquitinga</i> (Schreiner& Miranda Ribeiro , 1903)	3621	266	3887	14,00	65,00	22,72	78,00	0,096	4,404	0,110	8,142
<i>Opisthonema oglinum</i> (Lesueur, 1818)		10	10			44,59	87,00			1,981	10,451
Diodontidae		6	6			16,06	49,84			0,609	16,251
<i>Chilomycterus antillarum</i> Jordan & Rutter, 1897		6	6			16,06	49,84			0,609	16,251
Engraulidae	1720	1670	3390			88,27	110,73			8,318	15,894
<i>Cetengraulis edentulus</i> (Curvier, 1829)		5	5			88,27	110,73			8,318	15,894
Engraulidae	1720	1664	3384					0,470	608,500	2,122	475,000
<i>Lycengraulis batesii</i> (Günther, 1868)		1	1			100,20	100,20			12,700	12,700
Ephippidae		1	1			64,30	64,30			19,104	19,104
<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782)		1	1			64,30	64,30			19,104	19,104
Fistulariidae		1	1			170,20	170,20			2,764	2,764
<i>Fistularia petimba</i> Lacepède, 1803		1	1			170,20	170,20			2,764	2,764
Gerreidae	383	113	496	9,02	88,75	16,14	191,00	0,014	18,468	0,099	283,281
<i>Diapterus auratus</i> Ranzani, 1842		5	5			48,29	60,46			3,866	7,903
<i>Eucinostomus argenteus</i> Baird & Girard , 1855	102	1	103	9,02	42,95	74,77	74,77	0,028	1,638	8,436	8,436

<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)	237	64	301	9,30	88,75	16,14	89,52	0,014	18,468	0,099	18,664
<i>Eugerres brasiliensis</i> (Cuvier, 1830)		7	7			85,75	191,00			21,719	283,281
<i>Eugerres plumieri</i> (Cuvier, 1830)		12	12			44,91	132,00			3,059	71,510
<i>Ulaema lefroyi</i> (Goode, 1874)	44	24	68	9,91	37,32	21,00	79,00	0,026	1,307	0,223	10,864
Gobiidae	107		107	10,04	90,19			0,011	20,198		
<i>Bathygobius soporator</i> (Valenciennes, 1837)	55		55	17,99	90,19			0,137	20,198		
<i>Ctenogobius boleosoma</i> (Jordan & Gilbert, 1882)	41		41	10,04	37,04			0,011	0,770		
<i>Gobionellus oceanicus</i> (Pallas, 1770)	2		2	25,04	29,23			0,142	0,228		
<i>Gobionellus stomatus</i> Starks, 1913	9		9	24,22	40,15			0,121	0,629		
Haemulidae	1	2163	2164	33,96	33,96	16,70	422,35	0,799	0,799	0,147	1618,500
<i>Conodon nobilis</i> (Linnaeus , 1758)	1	414	415	33,96	33,96	16,70	106,95	0,799	0,799	0,147	44,787
<i>Haemulon aurolineatum</i> Cuvier, 1830		1	1			31,37	31,37			0,523	0,523
<i>Haemulopsis corvinaeformis</i> (Steindachner , 1868)		1748	1748			21,75	110,63			0,292	40,231
Hemiramphidae		25	25			131,67	230,37			8,510	29,213
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i> (Ranzani, 1841)		25	25			76,00	230,37			1,805	29,213

Lutjanidae	218	6	224	11,55	106,36	13,95	17,75	0,080	31,795	0,097	0,201
<i>Lutjanus alexandrei</i> Moura&Lindeman, 2007	89	6	95	13,43	78,03	13,95	17,75	0,086	27,320	0,097	0,201
<i>Lutjanus analis</i> (Cuvier , 1828)	46		46	14,68	89,01			0,098	18,962		
<i>Lutjanus apodus</i> (Walbaum , 1792)	13		13	14,32	43,37			0,102	2,837		
<i>Lutjanus cyanopterus</i> (Cuvier, 1828)	1		1	106,36	106,36			31,795	31,795		
<i>Lutjanus griseus</i> (Linnaeus, 1758)	5		5	40,45	71,18			2,601	12,691		
<i>Lutjanus synagris</i> (Linnaeus, 1758)	64		64	11,55	89,04			0,080	19,189		
Mugilidae	8		8	45,59	121,40			2,881	56,809		
<i>Mugil curema</i> Valenciennes, 1836	2		2	71,00	71,51			9,849	10,880		
<i>Mugil curvidens</i> Valenciennes, 1836	6		6	45,59	121,40			2,881	56,809		
Paralichthyidae	26	21	47	27,43	85,75	26,28	143,00	0,280	8,847	0,363	46,698
<i>Citharichthys arenaceus</i> Evermann & Marsh, 1900	1	2	3	47,77	47,77	87,13	96,00	1,252	1,252	10,530	11,630
<i>Citharichthys spilopterus</i> Günther, 1862	25	19	44	27,43	85,75	26,28	143,00	0,280	8,847	0,363	46,698
Polynemidae		1069	1069			14,39	152,87			0,057	72,340
<i>Polydactylus oligodon</i> (Günther, 1860)		410	410			37,48	152,87			1,009	72,340
<i>Polydactylus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)		659	659			14,39	111,00			0,057	24,308
Scaridae	15		15	19,88	61,53			0,248	7,120		

<i>Sparisoma Chrysopterum</i> (Bloch & Schneider, 1801)	15		15	19,88	61,53			0,248	7,120		
Sciaenidae		629	629			11,11	161,00			0,046	108,478
<i>Larimus breviceps</i> Cuvier, 1830		303	303			11,11	152,26			0,046	108,478
<i>Menticirrhus americanus</i> (Linnaeus , 1758)		23	23			29,09	106,83			0,592	24,471
<i>Menticirrhus littoralis</i> (Holbrook, 1847)		186	186			21,06	161,00			0,155	65,519
<i>Ophioscion punctatissimus</i> Meek & Hildebrand, 1925		89	89			12,48	129,00			0,081	40,787
<i>Stellifer rastifer</i> (Jordan, 1889)		2	2			52,54	53,21			3,509	3,639
<i>Umbrina coroides</i> Cuvier, 1830		26	26			27,48	98,47			0,438	24,953
Serranidae	1		1	48,07	48,07			3,116	3,116		
<i>Mycteroperca bonaci</i> (Poey, 1860)	1		1	48,07	48,07			3,116	3,116		
Sphyraenidae	62		62	34,00	231,00			0,281	131,767		
<i>Sphyraena barracuda</i> (Edwards, 1771)	60		60	34,00	231,00			0,281	131,767		
<i>Sphyraena borealis</i> DeKay, 1842	2		2	39,63	94,95			0,471	5,726		
Syngnathidae	12	3	15	33,59	75,70	65,73	103,17	0,017	0,172	0,096	0,391
<i>Microphis brachyurus</i> (Bleeker, 1854)		1	1			103,17	103,17			0,391	0,391
<i>Syngnathus pelagicus</i> Linnaeus, 1758	11	2	13	33,59	75,70	65,73	75,11	0,017	0,172	0,096	0,240

<i>Bryx dunckeri dunckeri</i> (Metzelaar, 1919)	1		1	33,59	75,70	65,73	75,11	0,035	0,035		
Tetraodontidae	344	69	413	10,00	110,00	8,55	192,00	0,060	71,910	0,410	273,650
<i>Sphoeroides greeleyi</i> Gilbert, 1900	288	54	342	10,00	86,85	8,55	95,00	0,060	35,210	0,410	42,900
<i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus , 1758)	56	15	71	11,00	110,00	15,50	192,00	0,150	71,910	75,745	273,650
TOTAL:	7345	6269	13614								

Dentre as 29 famílias observadas, Clupeidae, Engraulidae e Haemulidae demonstraram-se ser as famílias mais abundantes, correspondendo a 28,65%, 24,90% e 15,90% do total observado, respectivamente. Unidas, elas correspondem a 64,45% da abundância total de todas as famílias analisadas (Fig. 2). Esses dados foram refletidos nas espécies, onde a *Lile piquitinga* (Clupeidae) e *Haemulopsis corvinaeformis* (Haemulidae), com 38% e 17,09% respectivamente, corresponderam as espécies com maiores abundancias relativas (Fig. 3). Devido ao fato de que a grande maioria das espécies dos Engraulidae não foram identificadas a nível de espécie, esses indivíduos não foram incluídos nas análises de espécies bem como nos índices ecológicos.

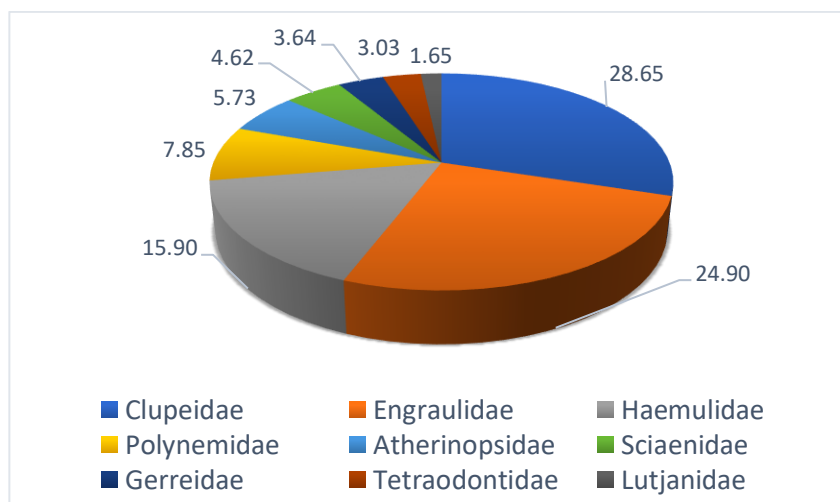


Fig. 2 Porcentagem das principais famílias analisadas com mais de 1% do total de indivíduos capturado, na zona de arrecantação e no estuário juntos.

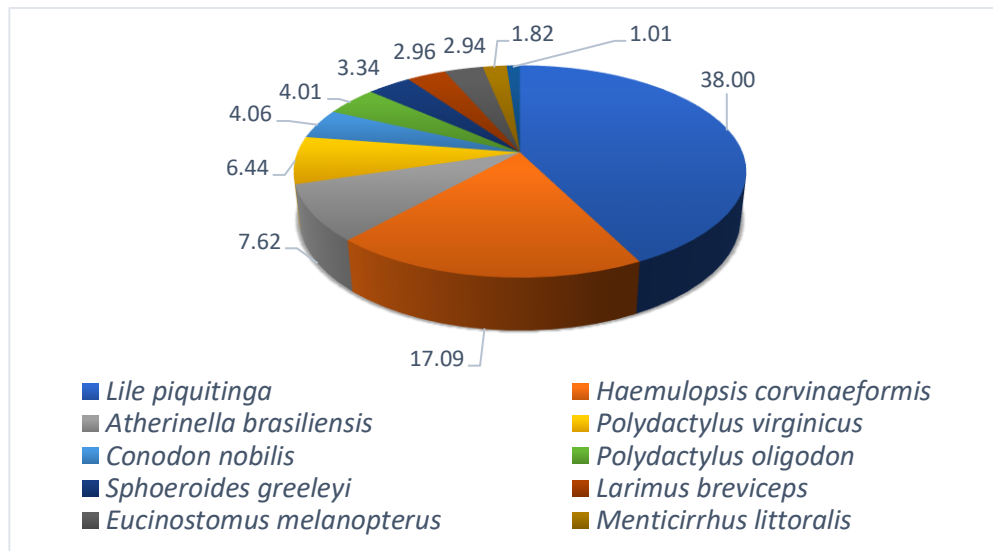


Fig. 3 Porcentagem das principais espécies analisadas com mais de 1% do total capturado, na zona de arrebentação e do estuário juntos

Em relação aos pontos, de maneira geral, o ponto ARR foi o que possuiu o menor número de indivíduos, com 6.269 indivíduos, porém teve o maior número de espécies, com 47 no total. O contrário deste padrão foi observado no ponto EST, o qual possuiu 7.345 indivíduos e 36 espécies (Fig. 4). Apesar do número maior de indivíduos no estuário (EST), essa região apresentou uma biomassa total inferior quando comparada com a zona de arrebentação (ARR). Os dois pontos apresentaram uma diferença de 22.645,07 com 9827,55 gramas coletadas no estuário e 32.472,621 gramas coletadas na zona de arrebentação (Fig. 4).

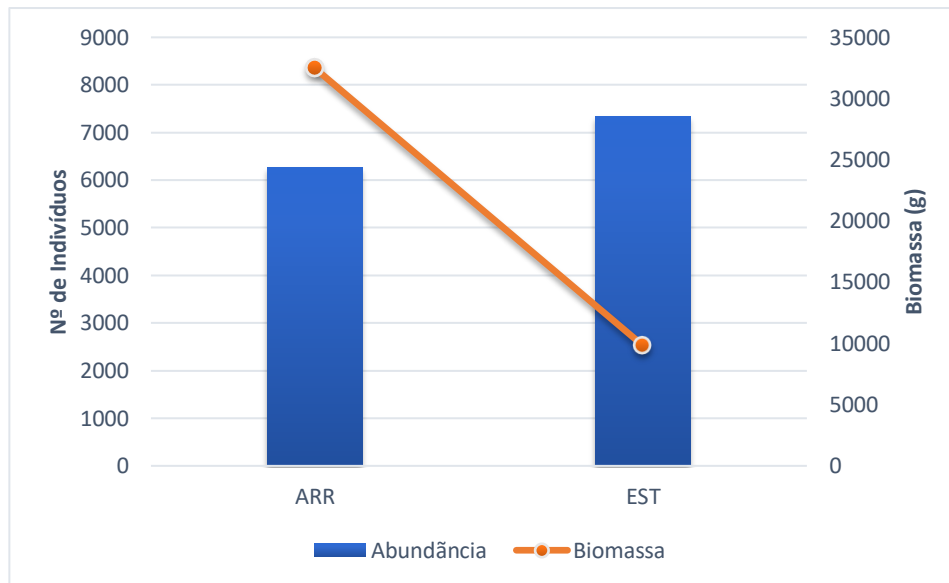


Fig. 4 Número de indivíduos por pontos de coleta (eixo primário). Linha representando o peso em gramas (eixo secundário). Arrasto (ARR) E Estuário (EST).

As espécies mais representativas em termos de biomassa na zona de arrebentação foram: *Haemulopsis corvinaeformis* (25,44%), *Polydactylus oligodon* (12,96%), e *Polydactylus virginicus* (10,72%) (Fig. 5). Já no estuário as mais representativas foram: *Sphoeroides greeleyi* (31,25%), *Lile piquitinga* (18,69%) e *Sphyraena barracuda* (11,64%) (Fig. 6).

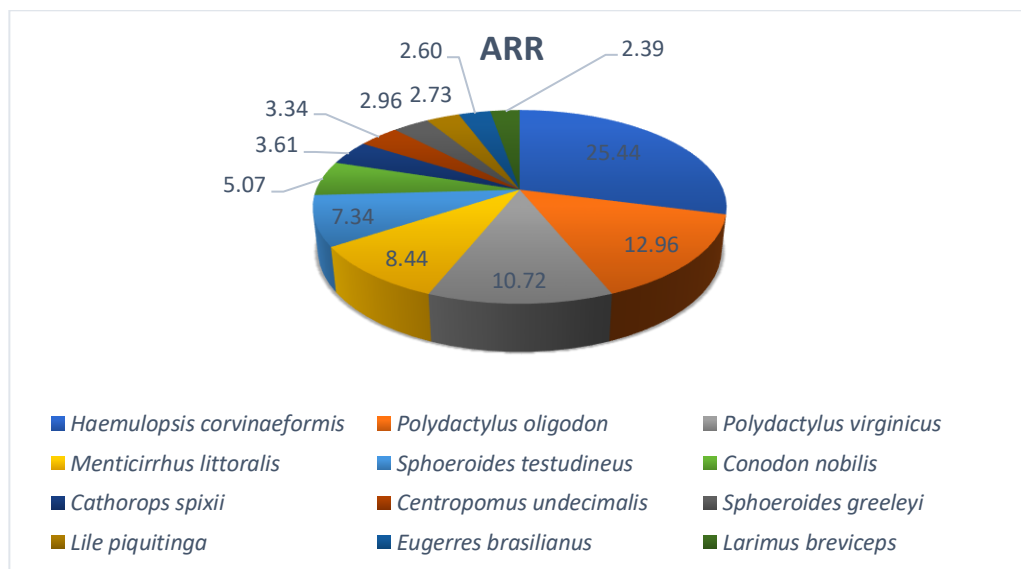


Fig. 5 Percentual das espécies mais representativas em biomassa da zona de arrebentação (ARR). Complexo Engraulidae não foi incluído

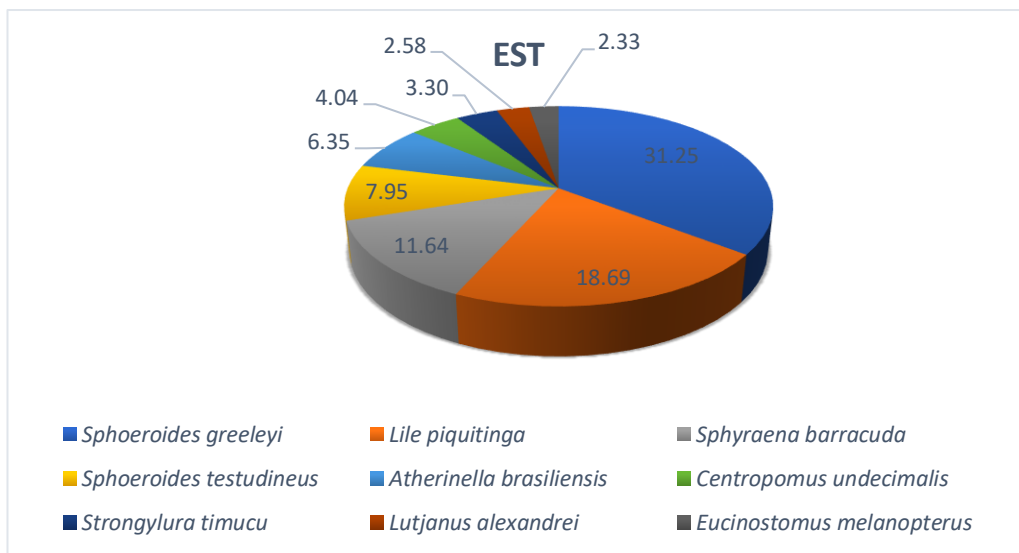


Fig. 6 Percentual das espécies mais representativas em biomassa do estuário (EST). Complexo Engraulidae não foi incluído.

Para os índices ecológicos analisados nos pontos de coleta, a zona de arrebentação se mostrou com os maiores valores de diversidade e equitabilidade com $H = 2,222$ e $J = 0,577$, respectivamente. Como reflexo desses altos valores, a dominância desse ponto se demonstrou baixa, com $D = 0,1911$. O estuário se destaca com o maior valor de dominância, $D = 0,4381$ (Fig. 7).

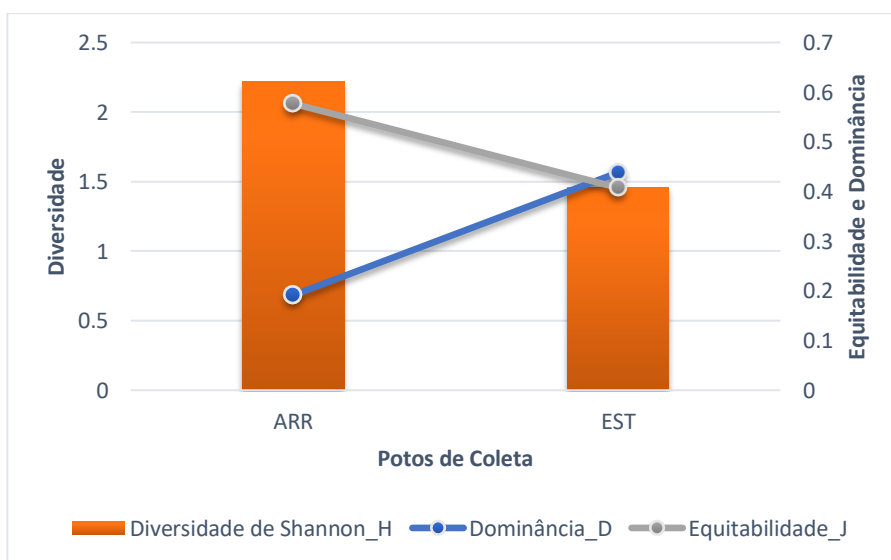


Fig. 7 Índices ecológicos (diversidade, dominância e equitabilidade) entre os pontos de coleta. Eixo primário, diversidade de Shannon (H); Eixo secundário, dominância (D) e equitabilidade (J). Complexo Engraulidae não foi incluso.

Ao longo dos doze meses de coleta, notou-se uma variação no que diz respeito tanto no número de indivíduos como ao número de espécies. Pôde-se observar que, a zona de arrebentação (ARR) se mostrou com um maior número de indivíduos nos meses de janeiro (637), março (1720) e setembro (778) (Fig. 8) e no estuário nos meses de janeiro (396), outubro (3901) e novembro (1571) (Fig. 9). Tanto na arrebentação quanto no estuário esses picos de abundância se deram devido à, principalmente, duas espécies: *H. corvinaeformis*, com 1.073 indivíduos em março e *L. piquitinga*, com 2.106 e 1.375 indivíduos em outubro e novembro, respectivamente. Os pontos da zona de arrebentação (ARR) e estuário (EST), separadamente, apresentaram diferença significativa entre todos os meses no que se diz respeito ao número de indivíduos, pela análise do Qui-quadrado (χ^2). Já entre os pontos (arrebentação e estuário) ao longo do ano, apenas no mês de julho não houve diferença significativa ($\chi^2 = 2,972$) no número de indivíduos.

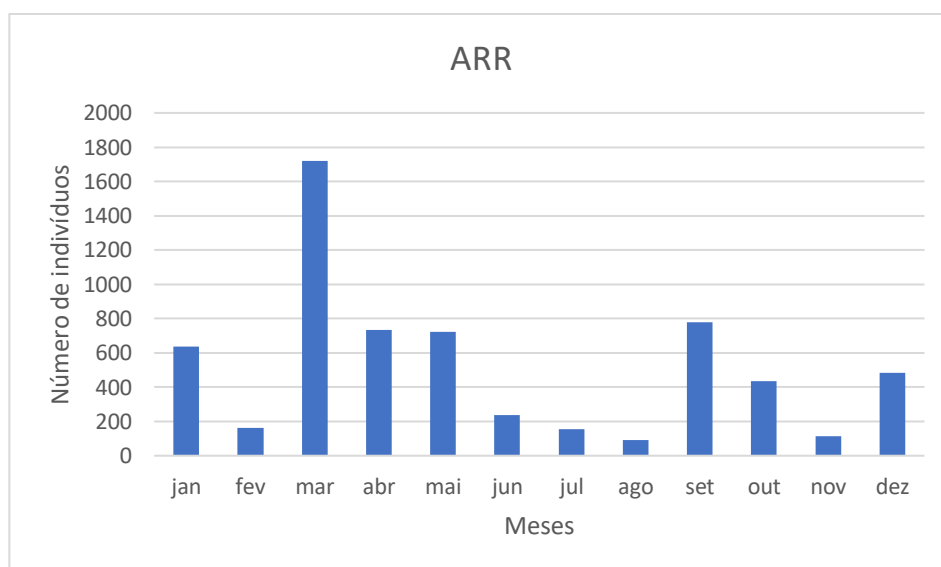


Fig. 8 Número de indivíduos entre os doze meses de coleta para a zona de arrebentação (ARR).

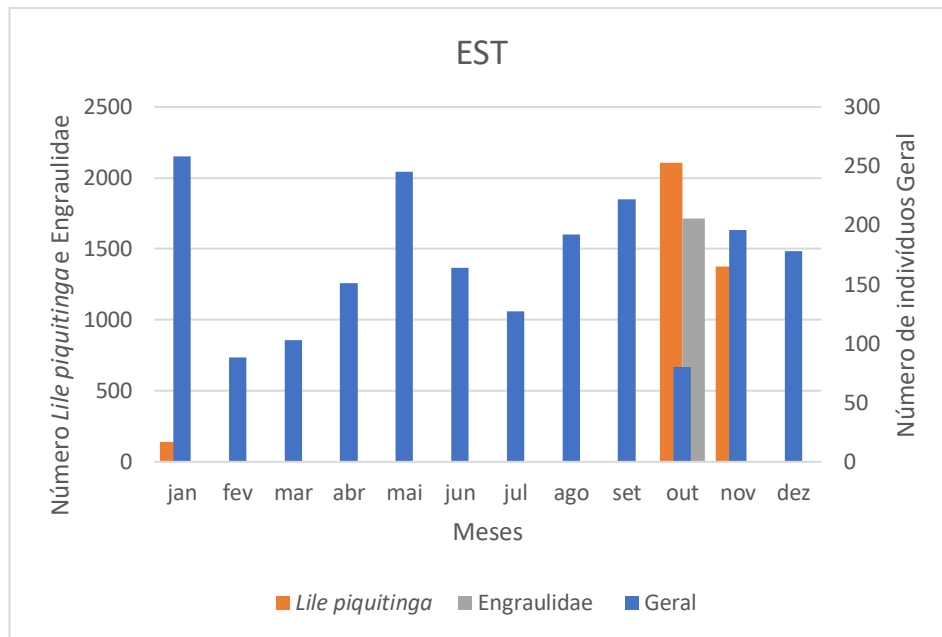


Fig. 9 Número de indivíduos entre os doze meses para o estuário (EST). Complexo Engraulidae e a espécie *Lile piquitinga* representada no eixo primário a esquerda.

Acerca do número de espécies entre os meses de coleta, a zona de arrebentação se mostrou com uma média de espécies maior do que o estuário. Com 28 e 27 espécies, os meses de março e abril foram os mais representativos na riqueza na zona de arrebentação, enquanto que no estuário foram os meses de setembro e dezembro com 18 espécies em ambos (Fig. 10). Para a riqueza, o estuário e a zona de arrebentação não apresentaram diferença significativa ao longo dos meses em cada local. Já entre os pontos, pôde-se observar diferença significativa em apenas quatro meses, foram eles: março ($\chi^2 = 3,930$), abril ($\chi^2 = 4,122$), maio ($\chi^2 = 5,828$) e junho ($\chi^2 = 4,840$).

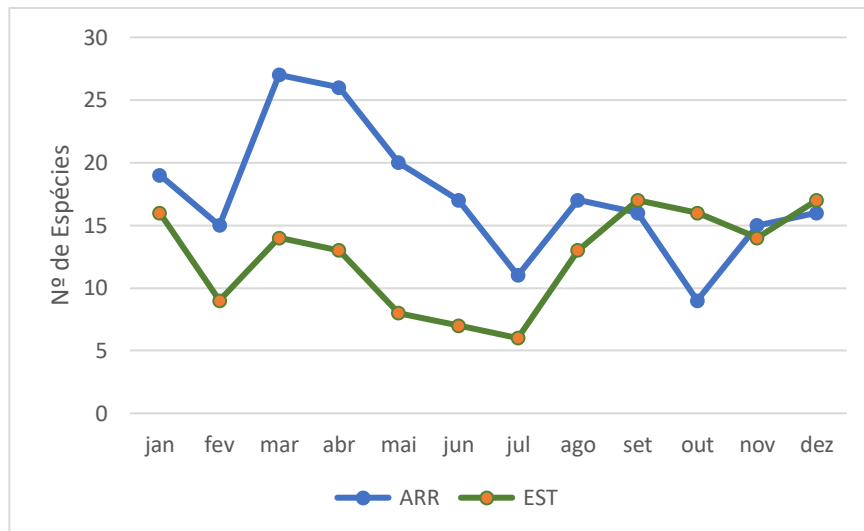


Fig. 10 Número de espécies entre os meses de coleta no estuário e arrebentação.

Analisando os índices ecológicos entres os meses, pôde-se observar o reflexo dos parâmetros de abundância e riqueza onde, por exemplo, o mês de dezembro na zona de arrebentação apresentou o maior índice de dominância, devido à alta predominância de *H. corvinaeformis*, e consequentemente, o menor índice de diversidade dentre todos os meses (Fig. 11). Situação semelhante pôde ser observada no estuário, onde os meses de maio, junho, outubro e novembro, devido a predominância de *Atherinella brasiliensis* e *Lile piquitinga*, apresentaram as maiores dominâncias e os menores índices de diversidade (Fig. 12).

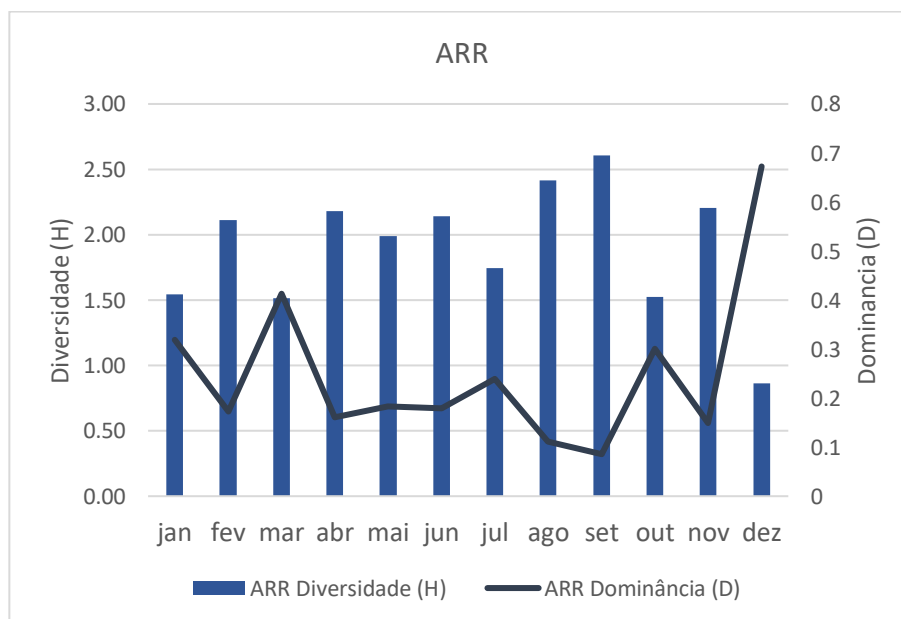


Fig. 11 Índices ecológicos entre os meses na zona de arrebentação (ARR). Diversidade no eixo principal (esquerda) e Dominância no eixo secundário (esquerda).

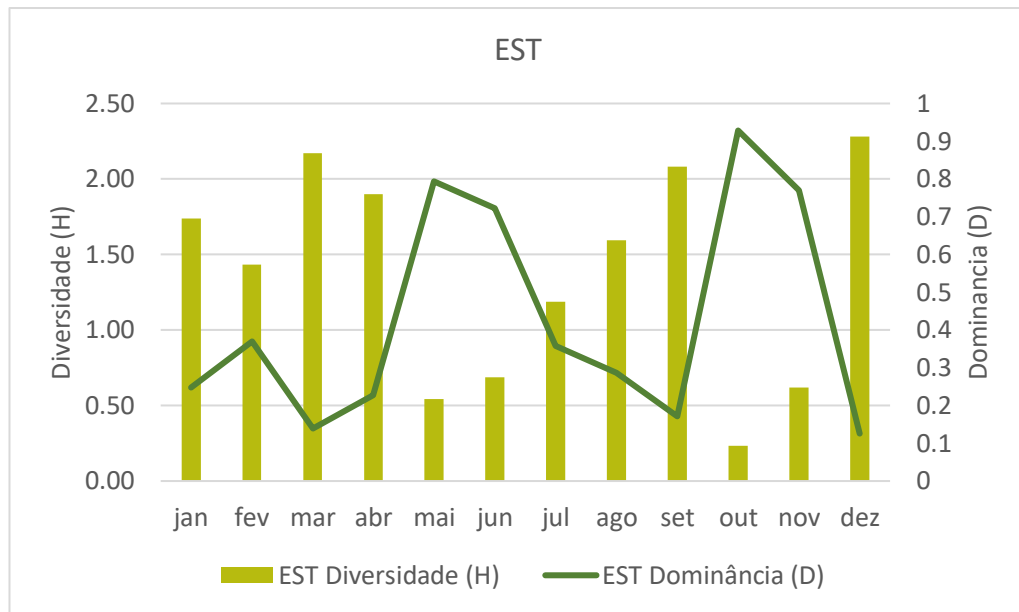


Fig. 12 Índices ecológicos entre os meses na zona de arrebenção (ARR). Diversidade no eixo principal (esquerda) e Dominância no eixo secundário (esquerda).

Com relação a sazonalidade, os dados da zona de arrebenção e do estuário, apresentaram comportamentos opostos. Enquanto que no estuário o período chuvoso apresentou uma menor quantidade de indivíduos (987), e espécies (22) (Fig. 13), a zona de arrebenção apresentou os menores valores de abundância (2609) e riqueza (35), no período seco (Fig. 14).

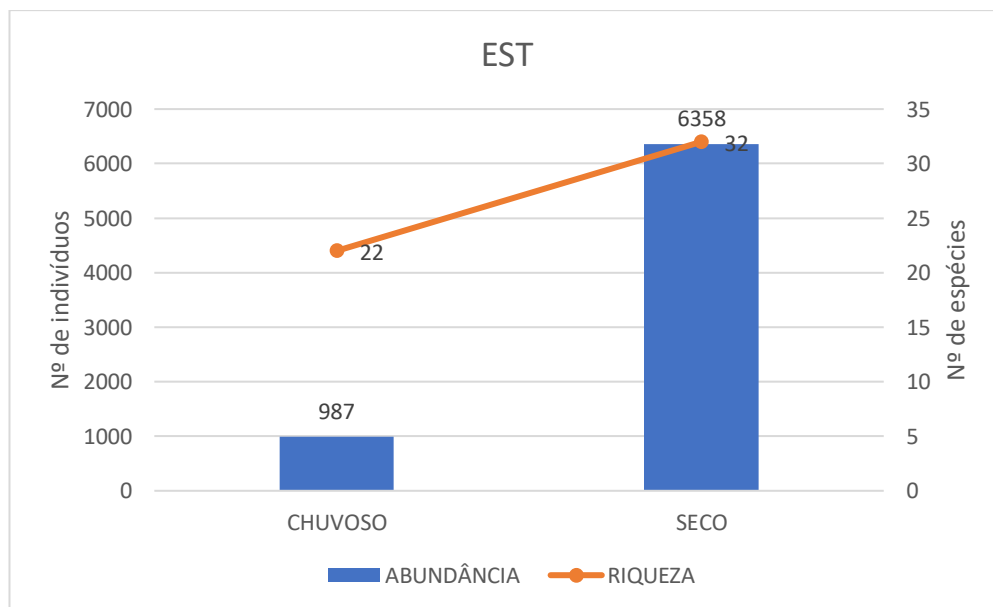


Fig. 13 Número de indivíduos e de espécies entre os períodos seco e chuvoso do Estuário (EST). Complexo Engraulidae não incluído nas espécies analisadas.

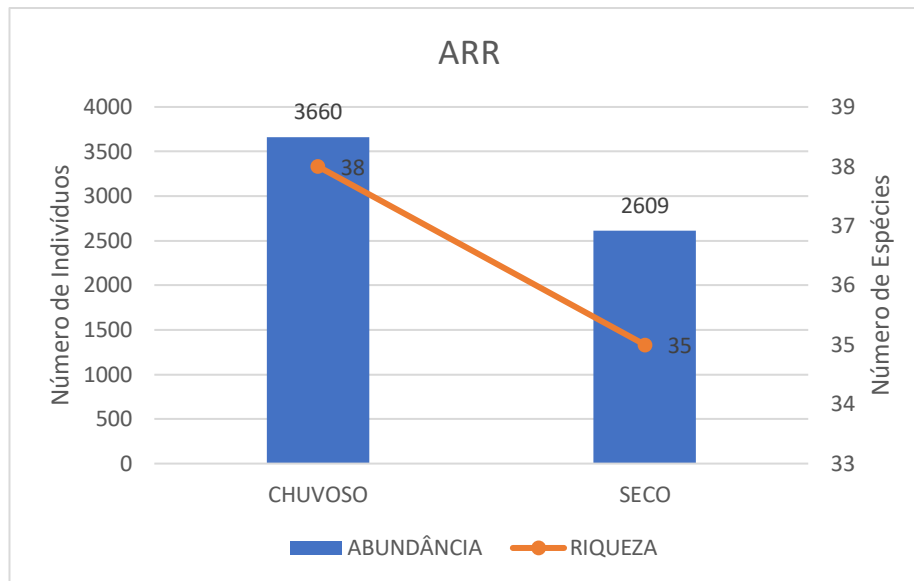


Fig. 14 Número de indivíduos e de espécies entre os períodos seco e chuvoso da zona de arrebentação (ARR). Complexo *Engraulidae* não incluído nas espécies analisadas.

Os pontos de coleta demonstraram diferença quanto a composição das espécies. Dentre as espécies mais abundantes, as espécies majoritariamente estuarinas foram a *Sphoroides greeleyi*, *Atherinella brasiliensis*, *Eucinostomus melanopterus*, *Lile piquitinga* e *Eucinostomus argenteus*. Representando a zona de arrebentação, algumas das espécies exclusivas foram *Haemulopsis corvinaeformis*, *Larimus breviceps*, *Polydactylus oligodon*, *Conodon nobilis*, *Menticirrhus littorali* e *P. virginicus* (Fig. 15). De acordo com a análise de agrupamento pelo índice similaridade de Bray-Curtis, através da matriz de abundância, foi observado que o estuário e a zona de arrebentação formaram dois grupos distintos (Fig.16 A). Este padrão foi confirmado pela análise de Escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS), a qual através dela observa-se a diferença significativa entre os pontos de amostragem por uma matriz de presença e ausência ($R = 0,96$; $p = 0,0001$) (Fig.16 B). Também, por essa análise, os períodos seco e chuvoso do estuário não apresentaram diferença significativa em relação à abundância ($p = 0,113$), assim como também não foi visto na arrebentação (0,059). Além disso, com a Análise de Correspondência Canônica (CCA) com as espécies mais abundantes, observou-se pouca influência da salinidade e temperatura com os pontos e seus períodos sazonais bem como com a distribuição das espécies, na qual apenas a *E. argenteus* se mostrou ser influenciada pela salinidade e temperatura (Fig. 17).

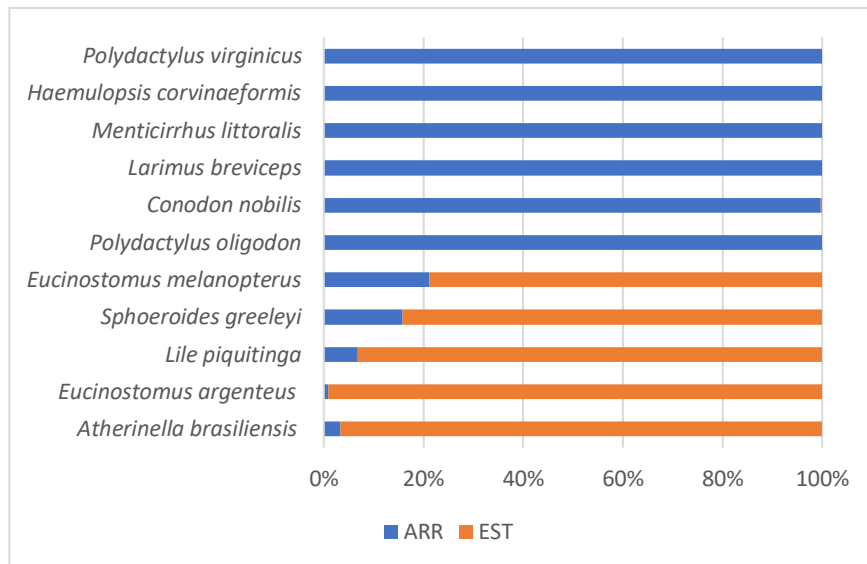


Fig. 15 Ocupação em porcentagem dos dois pontos de coleta (ARR e EST) com as espécies que tiveram mais de 1% da abundância total.

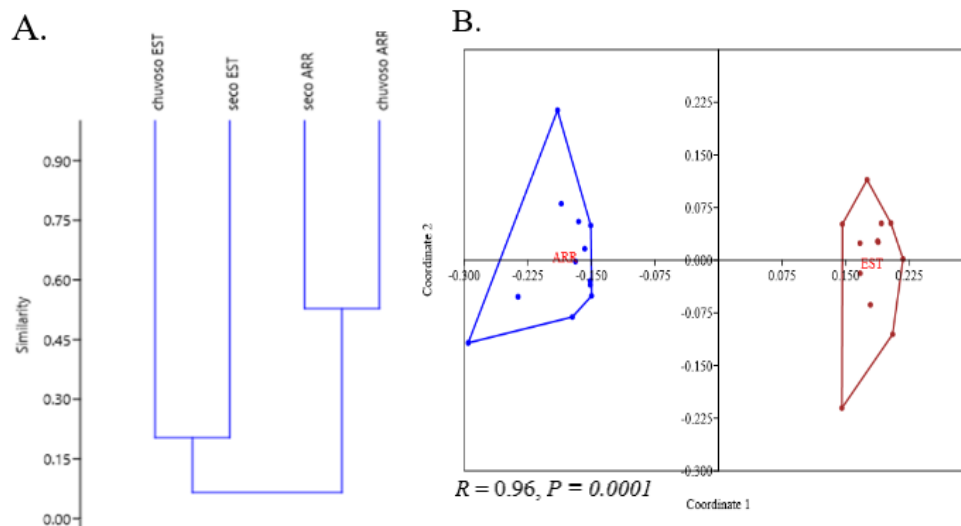


Fig. 16 A) Agrupamento realizado pelo índice de Bray-Curtis entre os pontos e os períodos seco e chuvoso, com base na abundância total; B) Escalonamento multidimensional não-métrico nMDS a partir dos dados de presença e ausência entre os meses de coleta por ponto.

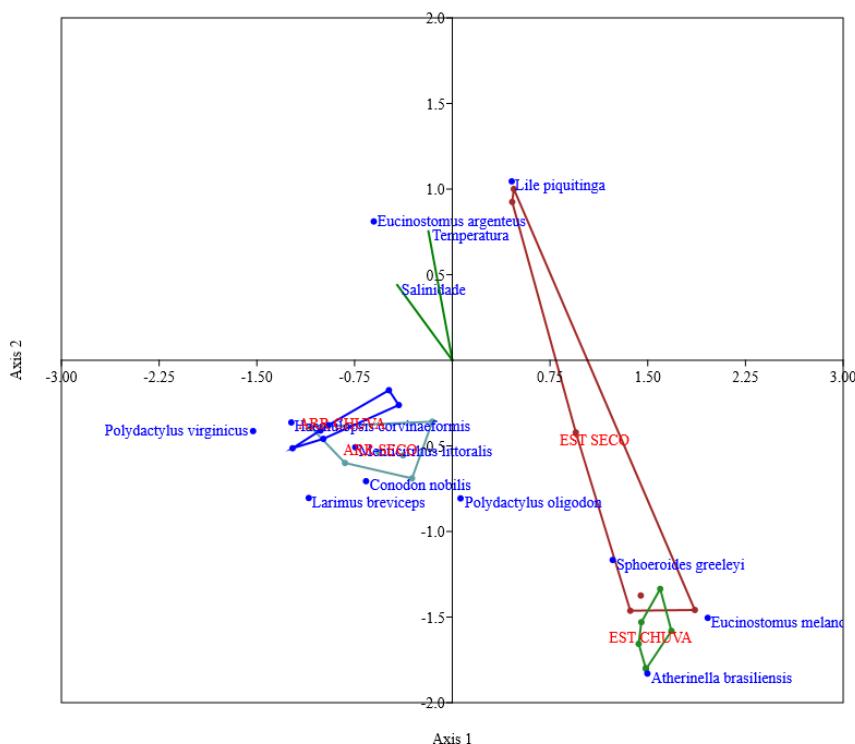


Fig. 17 Análise de Correspondência Canônica (CCA) relacionando a salinidade e temperatura com as espécies mais abundantes e os períodos sazonais da zona de arrebentação e estuário.

Discussão

Mudanças temporais na abundância relativa de peixes podem ser influenciadas por fatores ambientais flutuantes, como temperatura e salinidade, que são variáveis comumente coletadas em campo (Constante-Pérez; Castillo-Rivera e Serrato-Díaz, 2022). Apesar de grande indicador da comunidade, no presente estudo, não foi observado uma diferença significativa na variação da salinidade que pudesse ser correlacionada com a estrutura da ictiofauna. Assim como visto por Favero; Silva Araujo e Severi (2019), a média variação da salinidade e pouca da temperatura do local pode estar relacionada com a baixa vazão de água doce do rio, bem como a alta influência do mar próximo ao estuário.

As características físicas do ambiente podem proporcionar locais de proteção, e oferta de alimentos, por isso, a ictiofauna costeira utiliza as zonas estuarina e de arrebentação principalmente como áreas de berçário e desenvolvimento de estágios iniciais de vida, reforçando a relevância desses locais para a comunidade ictia (Blaber 2000; Correia e Sovierzoski 2005; Félix et al. 2007; Modde e Ross 1980). Este padrão de

uso do ambiente, também foi observado na costa de Maracaípe tanto para a zona de arrebentação como para o estuário. Na arrebentação, espécies como: *Albula vulpes*, *Eugerres brasiliensis*, *Eugerres plumieri*, *Conodon nobilis*, *Larimus breviceps* e *Menticirrhus littoralis*, apresentaram uma grande amplitude de tamanho, assim como no estuário, representada por: *Sphoeroides testudineus*, *Strongylura timucu*, *Sphyræna barracuda* e *Mugil curvidens*. Tendo em vista essa grande amplitude de tamanho e, por consequência, uma abrangência de várias fases de vida, os dados ratificam a grande importância dessas áreas as quais são utilizadas como berçário natural por várias espécies. Tais como, boca mole, *L. breviceps* (11,11-152,26 mm) e tainha *M. curvidens* (45,0-121,0 mm) de grande importância econômica para a pesca artesanal local.

Entre as espécies encontradas na região estuarina de Maracaípe, a sardinha, *Lile piquitinga* teve alta abundância, sendo caracterizada por Favero; Silva Araujo e Severi (2019) como uma espécie estuarina residente, ou seja, espécie que tem o seu ciclo de vida todo no estuário. Esta predominância também foi constatada por El-Deir (2005), a qual observou uma alta abundância desta espécie no estuário do rio Jaguaribe em Itamaracá, no litoral norte do estado de Pernambuco. Porém, esse padrão não foi observado para outros estuários do nordeste do Brasil (de Paiva, Chaves e Araújo 2008; Merigot 2017; Pereira, Ferreira e Rezende 2010; Ramos et al. 2011; Brandão 2018; Vasconcelos Filho, Guedes e Sobrinho 1990; Vasconcelos Filho, Acioli e Guedes 1994). Araújo et al. (1998) relataram que devido à heterogeneidade de habitats, diferenças físicas e químicas nos ambientes e no esforço de captura, torna-se difícil a comparação da abundância de espécies de peixes em diferentes estuários. No entanto, a grande quantidade de *L. piquitinga* coletada se deu apenas em dois meses no estuário (outubro e novembro), o que pode indicar uma época de reprodução, a qual são escassas as informações sobre a espécie, e/ou ser reflexo do seu comportamento de formar cardume (Ferreira-Araújo, Lopes e Lima 2021).

Outra família muito abundante em Maracaípe, foi a Haemulidae, alavancada principalmente pela predominância de *Haemulopsis corvinaeformis*, ocorrendo na zona de arrebentação, apesar de ser considerada uma espécie estuarino-oportunista, segundo Favero; Silva Araujo e Severi (2019). Habitando áreas relativamente rasas de fundo arenoso, esses haemulídeos são normalmente capturados por apetrechos como linha de mão, rede de emalhar ou até mesmo rede de arrasto (Linderman 2002), sendo esse último

o apetrecho de coleta deste trabalho. Também por conta desse tipo de pesca, *H. corvinaeformis* é uma das principais espécies que ocorrem na fauna acompanhante da pesca de camarão em Pernambuco, visto que se utiliza o mesmo método de coleta (Eduardo et al. 2018). Em outras zonas de arrebentação do litoral de Pernambuco, como a de Itamaracá, *H. corvinaeformis* também foi encontrada por Santana (2013) e Santana e Severi (2009) como sendo uma das principais espécies mais abundantes.

Os índices ecológicos, como os de diversidade e abundância, auxiliam na caracterização da distribuição das espécies na comunidade ao longo do tempo e do espaço (MAGURRAN, 1988). Em relação a diversidade, a zona de arrebentação apresentou um maior valor do que o estuário, apesar da sua abundância ser comparativamente menor. O mesmo se viu em alguns meses onde a maior diversidade de Shannon estava relacionado com o baixo número de indivíduos, como em março no estuário e agosto na zona de arrebentação. A dominância foi maior no estuário apresentando os maiores picos nos meses com menores diversidades. Essa relação inversa da diversidade de Shannon com o número de indivíduos e com a dominância também foi observada em um estuário em Bangladesh por Hossain e colaboradores (2012), mesmo utilizando outros apetrechos de pesca. Da mesma forma, Gaelzer e Zalmon (2008) observaram alta diversidade e pouca dominância na zona de arrebentação, onde reafirmaram que as características físicas e biológicas são cruciais para a distribuição dos organismos. No entanto, segundo Brown e McLachlan (2002), esses ambientes tendem a ter uma alta dominância de poucas espécies. Já no estuário, este padrão é característico deste ambiente como citado por Spach et al. (2007) o qual acarreta uma distribuição desigual dos indivíduos.

A cerca da sazonalidade, os períodos seco e chuvoso, da zona de arrebentação e do estuário, se comportaram de maneira oposta. A zona de arrebentação se mostrou mais rica e abundante no período chuvoso em relação ao estuário, o qual apresentou maiores valores no período seco. Essas mudanças sazonais podem ser indícios das migrações de espécies juvenis a procura de novas áreas de exploração, principalmente no período chuvoso (Barletta et al. 2003). Segundo Araújo Júnior (2021), o período chuvoso do estuário de Maracaípe apresenta elevadas concentrações de nutrientes, que sugerem uma alta atividade antrópica no local, como descarga direta de esgoto residencial na parte mais superior do rio, conforme relatado por Araújo (2017). Ademais, além da cidade de Ipojuca ter tido um aumento populacional em torno de 19,3% nos últimos dez anos, de acordo

com o IBGE (2020), o complexo Porto de Galinhas-Maracaípe representa mais da metade do aporte turístico da cidade (Lima 2006). Portanto, tendo em vista a grande diferença da abundância do período chuvoso do estuário (987) em relação ao período seco (6358), assim como sua riqueza (22 espécies no período chuvoso e 32 no período seco), sugere-se que talvez a comunidade ictia do estuário de Maracaípe esteja sofrendo com os impactos antrópicos, principalmente do crescimento urbano, os quais se intensificam nos períodos de maiores precipitações.

Muitas espécies utilizam os ambientes costeiros para o seu desenvolvimento completo ou apenas parte do seu ciclo de vida (Knox 1986; Burke 1995), e mesmo a região estuarina de Maracaípe apresentando um alto número de espécies oportunistas e dependentes (Favero; Silva Araujo e Severi, 2019), no presente estudo foi observada, de forma geral, comunidades bastante particulares da zona de arrebentação e do estuário. Desta forma, segundo Sheridan e Hays (2003), a escassez de estudos que são realizados ao mesmo tempo em locais distintos, levando em consideração a ocorrência das espécies, pode gerar uma visão compartimentada dos ecossistemas costeiros, tornando mais difícil a real compreensão da vida dos peixes.

Em resumo, este estudo revelou diferenças na composição ictiofaunística entre a zona de arrebentação e o estuário em Maracaípe, onde a zona de arrebentação mostrou-se mais rica e diversa do que o estuário, enquanto esse foi dominado pela espécie Lile piquitinga. A biomassa é significativamente diferente entre as regiões, sendo o estuário menos produtivo. Durante o período chuvoso, o estuário se mostrou possivelmente mais suscetível a impactos antrópicos devido ao crescimento urbano, os quais são intensificados pela chuva. Destaca-se a importância de ações de manejo para uso sustentável da região, dada sua relevância ecológica e econômica. Mais estudos são necessários para compreender melhor o ecossistema e a ictiofauna local.

Agradecimentos: Os autores agradecem a todo o apoio prestado da equipe que auxiliou nas atividades árduas em campo e extracampo. Agradecemos, também, ao LEP/UFRPE por todo o suporte

Conflitos de interesse: Os autores declaram não haver conflitos 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

Referencias

AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA (2020), Climatologia 2020. Disponível em <https://www.apac.pe.gov.br/climatologia/521-climatologia-por-municipio> [acessado em: 12 de julho de 2022]

Araújo, F. G., Cruz-Filho, A. G. D., Azevêdo, M. C. C. D. e Santos, A. C. D. A., (1998). Estrutura da comunidade de peixes demersais da baía de Sepetiba, RJ. *Revista Brasileira de Biologia* [em linha]. **58**(3), 417–430.

Araujo, I. M. D. S. A., (2017). *Conectividade entre ambientes costeiros de Maracáipe, litoral sul de Pernambuco, através do estudo da estrutura da assembleia de larvas e Jovens de peixes*. Tese Doutorado, Universidade Federal Rural de Pernambuco.

Araújo Júnior, J. C. M. d., (2021). Variação temporal e sazonal do estado trófico do rio Maracáipe, litoral sul do estado de Pernambuco. *Revista Brasileira de Meio Ambiente*. **9** (1), 51–64.

Araújo, M. E. d., Teixeira, J. M. C. e Oliveira, A. M. E. d., (2004). *Peixes estuarinos marinhos do nordeste brasileiro: guia ilustrado*. Fortaleza: Ed. UFC, Ed. UFPE.

Azevedo, I., Ramos, S., Mucha, A. P. e Bordalo, A. A., (2013). Applicability of ecological assessment tools for management decision-making: A case study from the Lima estuary (NW Portugal). *Ocean & Coastal Management*. **72**, 54–63

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*. **256**, 217–228

Beck, M. W., Heck, K. L., Able, K. W., Childers, D. L., Eggleston, D. B., Gillanders, B. M., Halpern, B., Hays, C. G., Hoshino, K., Minello, T. J., Orth, R. J., Sheridan, P. F. e Weinstein, M. P., (2001). The Identification, Conservation, and Management of Estuarine and Marine Nurseries for Fish and Invertebrates: a better understanding of the habitats that serve as nurseries for marine species and the factors that create site-specific variability in nursery quality will improve conservation and management of these areas. *BioScience*. **51**(8), 633.

Blaber, S. J. M., (2000). *Tropical estuarine fishes: ecology, exploitation and conservation (fish and aquatic resources series, 7)*. Blackwell Publishing Limited.

Brandao, B. D. C. S., (2018). *Guildas funcionais da assembleia de peixes em ambientes costeiros de Maracápe, litoral sul de Pernambuco – Brasil*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal Rural de Pernambuco.

Brown, A. C. e McLachlan, A., (2002). Sandy shore ecosystems and the threats facing them: some predictions for the year 2025. *Environmental Conservation*. **29**(1), 62–77.

Burke, J. S., (1995). Role of feeding and prey distribution of summer and southern flounder in selection of estuarine nursery habitats. *Journal of Fish Biology*. **47**(3), 355–366.

Carpenter, K. E., (2002). *The living marine resources of the western central atlantic volume 1: introduction, molluscs, crustaceans, hagfishes, sharks, batoid fishes and chimaeras*. Food & Agriculture Organization of the United Nations.

Cintrón, G., (1985). Structural and functional Properties of mangrove forests. The botany and natural history of Panama. *Systematic Botany Monographs*. **10**, 53–66.

Clarke, K. R. e Warwick, R. M., (2001). *Change in marine communities. An approach to statistical analysis and interpretation*. 2ª ed. Plymouth: PRIMER - E Ltd.

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.)

Constante-Pérez, L. G., Castillo-Rivera, M. e Serrato-Díaz, A., (2022). Diversity, seasonal and diel distribution of snappers (Lutjanidae: Perciformes) in a tropical coastal inlet in the southwestern Gulf of Mexico. *Neotropical Ichthyology*. **20**(2).

Correia, M. D. e Sovierzoski, H. H., (2005). *Ecossistemas marinhos: recifes, praias e manguezais*. Maceió: Edufal.

CPRH – Agencia Estadual do Meio Ambiente. Unidades de Conservação. Disponível em:
<http://www.cprh.pe.gov.br/unidades_conservacao/lista_unidades_conservacao/unidades_conservacao_uso_sustentavel/39931;51971;222526;0;0.asp>. Acesso em: 28 Jun. 2020.

Daly, A., Baetens, J. e De Baets, B., (2018). Ecological diversity: measuring the unmeasurable. *Mathematics*. **6** (7), 119.

De Paiva, A. C. G., Chaves, P. d. T. d. C. e Araújo, M. E. d., (2008). Estrutura e organização trófica da ictiofauna de águas rasas em um estuário tropical. *Revista Brasileira de Zoologia*. **25**(4), 647–661.

Eduardo, L. N., Lira, A. S., Frédou, T. e Frédou, F. L., (2018). Population structure and reproductive biology of *Haemulopsis corvinaeformis* (Perciformes, Haemulidae) in the south coast of Pernambuco, northeastern Brazil. *Iheringia. Série Zoologia*. **108**.

El-Deir, A. C. A., (2005). *Composição e distribuição espaço-temporal de formas iniciais de peixes do estuário do rio Jaguaribe, Itamaracá, litoral norte de Pernambuco, Brasil*. Tese Doutorado, Universidade Federal da Paraíba.

Favero, F. d. L. T., Da Silva Araujo, I. M. e Severi, W., (2019). Structure of the fish assemblage and functional guilds in the estuary of Maracaípe, Northeastern coast of Brazil. *Boletim do Instituto de Pesca*. **45** (1), 417.

Félix, F. C., Spach, H. L., Moro, P. S., Schwarz Jr, R., Santos, C., Hackrad, C. W. e Hostim-Silva, M., (2007). Utilization patterns of surf zone inhabiting fish from beaches in Southern Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*. **2** (1), 27–39.

Ferreira-Araujo, T., Lopes, P. F. M. e Lima, S. M. Q., (2021). Size matters: identity of culturally important herrings in northeastern Brazil. *Ethnobiology and Conservation*. **10**.

FIGUEIREDO, J. L.; MENEZES, N. A. (1980). Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil. III. Teleostei (2). São Paulo, Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo. 90p.

FIGUEIREDO, J. L.; MENEZES, N. A. (2000). Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil. VI. Teleostei (5). São Paulo, Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo. 108p.

FIGUEIREDO, J. L. (1977). Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. I. Introdução. Cações, raias e quimeras. São Paulo, Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo. 104p.

FISCHER, W. 1978. **FAO species identification sheets for fishery purposes**. Fish Area.

Gaelzer, L. R. e Zalmon, I. R., (2008). Diel variation of fish community in sandy beaches of southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*. **56** (1), 23–39.

Giani, M., Djakovac, T., Degobbis, D., Cozzi, S., Solidoro, C. e Umani, S. F., (2012). Recent changes in the marine ecosystems of the northern Adriatic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. **115**, 1–13..

Guerreiro, M. A., Martinho, F., Baptista, J., Costa, F., Pardal, M. Â. e Primo, A. L., (2021). Function of estuaries and coastal areas as nursery grounds for marine fish early life stages. *Marine Environmental Research*. **170**, 105408.

He, Q. e Silliman, B. R., (2019). Climate change, human impacts, and coastal ecosystems in the anthropocene. *Current Biology*. **29** (19), 1021–1035.

Hossain, M. S., Gopal Das, N., Sarker, S. e Rahaman, M. Z., (2012). Fish diversity and habitat relationship with environmental variables at Meghna river estuary, Bangladesh. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*. **38** (3), 213–226.

HUGHES, Nigel C.; HARPER, D. A. T. Statistical and imaging methods applied to deformed fossils. **Numerical Palaeobiology**, p. 127-55, 1999.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Panorama: Ipojuca. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pe/ipojuca/panorama>>. Acesso em: 28 jun. 2020.

Johnston, E. L. e Roberts, D. A., (2009). Contaminants reduce the richness and evenness of marine communities: a review and meta-analysis. *Environmental Pollution*. **157** (6), 1745–1752.

Knox, G. A., (1986). *Estuarine ecosystems: a systems approach*, Boca Raton, Florida, vol. I/II. CRC Press p. **520**.

Lima, P. C. S., (2006). *Desenvolvimento local e turismo no pólo de porto de galinhas - PE*. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília.

Linderman, K.C. Haemulidae. In CARPENTER, K.E. (ed.). The living marine resources of the Western Central Atlantic. Vol. 3: Bony fishes part 2 (**Opistognathidae** to Molidae), sea turtles and marine mammals. FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication No. 5. Rome, FAO. p. 1522-1529, 2002.

Macêdo, R. J. A., Barreto, E. e Santos, A. C., (2010). Estudo geoambiental da orla de Maracaípe – Ipojuca (PE), brasil. *Estudos Geológicos*. **20**(2), 93–111.

Macedo, R. J. A. d., Manso, V. d. A. V., Pereira, N. S. e França, L. G. d., (2012). Transporte de sedimentos e variação da linha de costa em curto prazo na praia de Maracaípe (PE), brasil. *Revista de Gestão Costeira Integrada*. **12** (3), 343–355.

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

Magurran, A. E., (2004). *Measuring biological diversity*. Malden: Blackwell Science.

Menezes, N. A. e Figueiredo, J. L., (1980). *Manual de peixes marinhos do sudeste do brasil. IV. teleostei* (3). São Paulo: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo.

Menezes, N. A. e Figueiredo, J. L., (1985). *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. IV. teleostei (4)*. São Paulo: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo.

Mérigot, B., Frédou, F. L., Viana, A. P., Ferreira, B. P., do Nascimento Costa Junior, E., Beserra da Silva Júnior, C. A. e Frédou, T., (2017). Fish assemblages in tropical estuaries of northeast Brazil: a multi-component diversity approach. *Ocean & Coastal Management*. **143**, 175–183.

MMA. Gerência de Biodiversidade Aquática e Recursos Pesqueiros. **Panorama da conservação dos ecossistemas costeiros e marinhos no Brasil**. Brasília: MMA/SBF/GBA, 2010. 148 p.

Modde, T. e Ross, T. T., (1980). Seasonality of fishes occupying a surf zone habitat in the northern Gulf of Mexico. *FISHERY BULLETIN*. **78** (4), 911.

Mohallem, D. F., Tavares, M., Silva, P. L., Guimarães, E. C. e Freitas, R. F., (2008). Avaliação do coeficiente de variação como medida da precisão em experimentos com frangos de corte. *Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia*. **60** (2), 449–453.

Monteiro-Neto, C., Tubino, R. A., Moraes, L. E. S., Mendonça Neto, J. P. d., Esteves, G. V. e Fortes, W. L., (2008). Associações de peixes na região costeira de Itaipu, Niterói, RJ. *Iheringia. Série Zoologia*. **98** (1), 50–59.

Morris, E. K., Caruso, T., Buscot, F., Fischer, M., Hancock, C., Maier, T. S., Meiners, T., Müller, C., Obermaier, E., Prati, D., Socher, S. A., Sonnemann, I., Wäschke, N., Wubet, T., Wurst, S. e Rillig, M. C., (2014). Choosing and using diversity indices: insights for ecological applications from the German Biodiversity Exploratories. *Ecology and Evolution*. **4** (18), 3514–3524.

Passos, A. S., Deus, L. A. B., Santos, P. R. A. e Dias, F. F., (2020). Modeling of occupation and land use in the coastal zone of the municipality of mangaratiba-rj and its implications using the LCM tool and orbital images. *Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ*. **43** (1), 346–354.

Pereira, P. H. C., Ferreira, B. P. e Rezende, S. M., (2010). Community structure of the ichthyofauna associated with seagrass beds (*Halodule wrightii*) in Formoso River estuary - Pernambuco, Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. **82** (3), 617–628.

Ramos, J. A. A., Barletta, M., Dantas, D. V., Lima, A. R. A. e Costa, M. F., (2011). Influence of moon phase on fish assemblages in estuarine mangrove tidal creeks. *Journal of Fish Biology*. **78** (1), 344–354.

Randall, J. E., (1983). *Caribbean reef fishes*. 2ª ed. Neptune City, NJ: T.F.H. Publications.

Ribeiro, J., Monteiro, C. C., Monteiro, P., Bentes, L., Coelho, R., Gonçalves, J. M. S., Lino, P. G. e Erzini, K., (2008). Long-term changes in fish communities of the Ria Formosa coastal lagoon (southern Portugal) based on two studies made 20 years apart. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. **76** (1), 57–68.

Santana, F. M. da 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), 3 – 17.

Santana, F. M. d. S., (2013). *Ecologia da assembleia de peixes da zona de arrebentação da praia de Jaguaribe, Itamaracá, Pernambuco*. Tese Doutorado, Universidade Federal de Pernambuco.

Shannon, C. E., (1949). Communication in the presence of noise. *Proceedings of the IRE*. **37**(1), 10–21.

SHANNON, G. E.; WIENER, W. W. The mathematical theory of communities-Urbana. ILLinois-University of ILLinois press, v. 117, 1963.

Sheridan, P. e Hays, C., (2003). Are mangroves nursery habitat for transient fishes and decapods? *Wetlands*. **23** (2), 449–458.

Tilman, D., (1997). Biodiversity and ecosystem functioning. In: *Nature's Services: societal dependence on natural ecosystems*. California: Island Press. p. 93–112.

Vasconcelos Filho, A. D. L., Acioli, F. D. e Guedes, D. D. S., (1994). Peixes do estuário do rio Paripe (Itamaracá - PE). *Tropical Oceanography*. **23** (1), 65–77.

Vasconcelos Filho, A. D. L., Guedes, D. D. S. e Sobrinho, D. G., (1990). Taxonomia e ecologia da fauna ictiológica da área de Suape (Pernambuco-Brasil). *Tropical Oceanography*. **21** (1), 305–343.

Vitousek, P. M., Aber, J. D., Howarth, R. W., Likens, G. E., Matson, P. A., Schindler, D. W., Schlesinger, W. H. e Tilman, D. G., (1997). Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications*. **7** (3), 737–750.

Whitehead, P. J. P., (1973). *The clupeoid fishes of the guianas*. London: British Museum (Natural History).

Zar, J. H., (2007). *Biostatistical analysis (5th edition)*. 5ª ed. Upper Saddle River: Prentice Hall.

Considerações finais

A região marinho-estuarina de Maracaípe apresenta diferença quanto a sua composição ictiofaunística em relação ao estuário e a zona de arrebentação. De forma geral, a zona de arrebentação demonstra ser mais rica, com maior diversidade e menos dominância do que o estuário que, em contra partida, apresenta uma maior abundância de indivíduos causado pela alta dominância da *Lile piquitinga*.

Nas duas regiões, ocorrem várias espécies com grande amplitude de tamanho, no entanto, apesar da maior abundância, o estuário apresenta uma menor biomassa, se comparado à zona de arrebentação. Além de demonstrar o importante uso dessas áreas para desenvolvimento iniciais, isso demonstra também que indivíduos significativamente menores ocorrem o estuário.

A comunidade de peixes encontrada no local também se diferencia em sua composição entre os períodos de seca e chuva. Devido aos baixos valores de diversidade

e abundância e a grande diferença para o período de seca, o estuário se mostrou, possivelmente, o ambiente mais sensível quanto aos impactos antrópicos, os quais se intensificam principalmente no período chuvoso, gerados principalmente pelo aumento do crescimento urbano.

Em suma, tanto a zona de arrebentação quanto o estuário apresentam importância para o desenvolvimento inicial de vida de várias espécies de peixes, sobretudo as de importância socioeconômica. Além de ser menos rico e diverso, o estuário mostrou os menores valores dos índices ecológicos no período chuvoso, o qual se intensifica os processos de poluição devido a urbanização que é crescente na região. Com isso, ressalta-se a importância e necessidade de ações de manejo para uso sustentável da região costeira de Maracaípe, uma vez que esta possui uma grande importância tanto ecológica quanto econômica. Ressalta-se, também, a importância da realização de mais estudos de monitoramento, ecologia e conservação nestes ambientes, os quais ainda se tem poucos estudos sobre sua ictiofauna, a fim de se ter uma compreensão cada vez melhor do funcionamento desse ecossistema.