



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR
CURSO DE BACHARELADO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

PEDRO RENATO CÂMARA DA SILVA

EFEITOS DA SECA PROLONGADA SOBRE A ICTIOFAUNA
MARINHA-MIGRANTE EM UM ESTUÁRIO DA COSTA SEMIÁRIDA
BRASILEIRA E SUA CONTRIBUIÇÃO PARA O FORNECIMENTO DE SERVIÇOS
ECOSSISTÊMICOS

FORTALEZA
2026

PEDRO RENATO CÂMARA DA SILVA

EFEITOS DA SECA PROLONGADA SOBRE A ICTIOFAUNA MARINHA-MIGRANTE
EM UM ESTUÁRIO DA COSTA SEMIÁRIDA BRASILEIRA E SUA CONTRIBUIÇÃO
PARA O FORNECIMENTO DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS

Monografia apresentada ao Curso de Ciências Ambientais, do Instituto de Ciências do Mar, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Ciências Ambientais.

Orientadora: Prof.^a Dra. Danielle Sequeira Garcez.

Coorientador: Dr. Ronaldo César Gurgel Lourenço.

FORTALEZA

2026

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Sistema de Bibliotecas

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

C174e Câmara da Silva, Pedro Renato.
Efeitos da seca prolongada sobre a ictiofauna marinha-migrante em um estuário da costa semiárida brasileira e sua contribuição para o fornecimento de serviços ecossistêmicos / Pedro Renato Câmara da Silva. – 2026.
55 f. : il. color.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Curso de Ciências Ambientais, Fortaleza, 2026.
Orientação: Profa. Dra. Danielle Sequeira Garcez.
Coorientação: Prof. Dr. Ronaldo César Gurgel Lourenço.

CDD 333.7 1. Guilda Estuarina. 2. Guilda Trófica. 3. Peixes Estuarinos. 4. Nordeste do Brasil. I. Título.

PEDRO RENATO CÂMARA DA SILVA

EFEITOS DA SECA PROLONGADA SOBRE A ICTIOFAUNA MARINHA-MIGRANTE
EM UM ESTUÁRIO DA COSTA SEMIÁRIDA BRASILEIRA E SUA CONTRIBUIÇÃO
PARA O FORNECIMENTO DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

Monografia apresentada ao Curso de Ciências Ambientais, do Instituto de Ciências do Mar, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Ciências Ambientais.

Aprovada em: 21/01/2026.

BANCA EXAMINADORA

Prof.^a Dra. Danielle Sequeira Garcez (Orientadora)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Dr. Ronaldo César Gurgel Lourenço (Coorientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Dr. Jorge Iván Sánchez Botero
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Dr. Vicente Vieira Faria
Universidade Federal do Ceará (UFC)

AGRADECIMENTOS

À minha família. Meu pai, que sempre esteve ao meu lado incentivando, que sempre viu muito valor no estudo e me apoiou do início ao fim da graduação. Minha mãe e meus irmãos.

Aos “sabiaguabers”, um grupo muito notável, com futuros profissionais incríveis. Nomeadamente: Arianne, Lorena, Lucas, Laras (Isabelly e Freitas), Yana, Giselly, Enzo, Meiryel, Samara, Caio, Karen, Karol, Stefani e Bruna. E outros parceiros do Labomar, Carmélia, Ingrid, Milena e Matheus.

Ao queridíssimo Alessandro que me ajudou com a elaboração do mapa da área de estudo.

Às minhas amigas Elisa e Isadora que também sempre estiveram comigo, do ensino médio pra vida.

À minha orientadora, professora Danielle Garcez, que sempre abriu todas as portas e foi uma facilitadora em toda minha jornada como estudante e cientista.

Ao meu coorientador, Ronaldo, pela paciência, disponibilidade e por ter me inspirado como cientista.

Aos membros da banca examinadora, professor Jorge Botero e Vicente Vieira Faria, por terem aceitado o convite de participação e por terem contribuído com considerações que aperfeiçoaram este estudo.

À Universidade Federal do Ceará, em especial o Instituto de Ciências do Mar, por proporcionar a formação de cientistas.

À Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico do Estado do Ceará (FUNCAP) pela concessão de bolsa de estudo durante a execução desta pesquisa, por meio do Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica da Universidade Federal do Ceará.

Ao projeto “Abordagem ecossistêmica e projeção de cenários frente a alterações ambientais em estuários da costa semiárida no Nordeste Brasileiro” (Edital CNPq/MCTI/FNDCT Hidro N°63/2002 Gestão Integrada de Recursos Hídricos e Zona Costeira no contexto das Mudanças Climáticas), ao Laboratório de Ecologia Pesqueira e Estudos Socioambientais e ao Laboratório de Ecologia Aquática e Conservação, pelo apoio durante o desenvolvimento deste estudo. A todos, meus sinceros agradecimentos!

RESUMO

Os estuários desempenham papel fundamental como áreas de berçário, conectando ambientes continentais e marinhos e sustentando importantes serviços ecossistêmicos, como a provisão de recursos pesqueiros e a regulação dos fluxos de matéria e energia. Na costa semiárida do Brasil, esses ambientes são fortemente influenciados por variações climáticas extremas, especialmente eventos de seca prolongada, que intensificam a intrusão marinha e alteram a estrutura das comunidades de peixes. Este estudo teve como objetivo descrever as variações de biomassa e composição de peixes marinhos-migrantes (guilda que representa quase 50% da ictiofauna presente nos estuários da região semiárida do Brasil) em períodos de seca prolongada e de precipitação regular, e avaliar suas implicações para os serviços ecossistêmicos de provisão e regulação no estuário do rio Curu (CE). Foram analisados dados coletados em campanhas realizadas durante a seca prolongada (anos 2014–2015) e em dois períodos com precipitação regular (anos 2021–2022 e 2023–2024), considerando apenas espécies marinhas-migrantes, classificadas em guildas tróficas. As análises indicaram que a biomassa total dessa guilda foi significativamente maior durante a seca prolongada, sendo pelo menos oito vezes superior aos períodos de precipitação regular. Houve diferenças significativas na composição de espécies e de guildas tróficas entre os períodos, com maior dominância de espécies detritívoras e onívoras durante a seca. Espécies de elevada importância ecológica e pesqueira, como *Mugil curema*, *Eugerres brasilianus* e *Eucinostomus argenteus*, apresentaram maior abundância nos anos de seca prolongada. Esses resultados sugerem que, nas condições observadas, a seca prolongada potencializou a função de berçário do estuário e ampliou a disponibilidade de recursos pesqueiros, além de reforçar o papel dos peixes na reciclagem de nutrientes e na conectividade estuário-mar. Contudo, as alterações decorrentes das mudanças climáticas e a intensificação de eventos extremos podem levar esses sistemas a um limiar ambiental, a partir do qual a elevação da salinidade poderá comprometer a diversidade e a manutenção dos serviços ecossistêmicos fornecidos pela ictiofauna estuarina.

Palavras-chave: Guilda estuarina, Guilda trófica, Peixes estuarinos, Nordeste do Brasil

ABSTRACT

Estuaries play a fundamental role as nursery areas, connecting continental and marine environments and supporting important ecosystem services, such as the provision of fishery resources and the regulation of matter and energy flows. On the semi-arid coast of Brazil, these environments are strongly influenced by extreme climatic variations, especially prolonged drought events, which intensify marine intrusion and alter the structure of fish communities. This study aimed to describe variations on biomass and composition patterns of migratory marine fish (guild that represents 50% of the ichthyofauna in estuaries from Brazilian semiarid region) during periods of prolonged drought and regular rainfall, and to evaluate their implications for the ecosystem services of provision and regulation in the Curu River estuary (CE). Data collected during campaigns conducted during the prolonged drought (2014–2015) and in two periods with regular rainfall (2021–2022 and 2023–2024) were analyzed, considering only migratory marine species, classified into trophic guilds. Analyses indicated that the total biomass of this guild was significantly higher during the prolonged drought, being at least eight times greater than during periods of regular rainfall. There were significant differences in species composition and trophic guilds between the periods, with greater dominance of detritivorous and omnivorous species during the drought. Species of high ecological and fisheries importance, such as *Mugil curema*, *Eugerres brasiliensis*, and *Eucinostomus argenteus*, showed greater abundance on years of prolonged drought. These results suggest that, under the observed conditions, the prolonged drought enhanced the estuary's nursery function and increased the availability of fishery resources, in addition to reinforcing the role of fish in nutrient recycling and estuary-sea connectivity. However, changes resulting from climate changes and the intensification of extreme events may lead these systems to an environmental threshold, from which the increase in salinity may compromise the diversity and maintenance of ecosystem services provided by estuarine ichthyofauna.

Keywords: Estuarine guild, Trophic guild, Estuarine fish, Northeast Brazil

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1 - Locais de coleta padronizada de peixes no estuário do rio Curu, Estado do Ceará | 19 |
| Figura 2 - Biomassa média de espécies de peixes marinhos-migrantes, nos períodos amostrados: seca prolongada (anos 2014-2015) e precipitação regular (anos 2021-2022, 2023-2024). Teste de Dunn anos 2014-2015 x anos 2021-2022 ($z = 3,34$; $p = 0,002$), anos 2014-2015 x anos 2023-2024 ($z = 3,84$; $p < 0,001$), anos 2021-2022 x anos 2023-2024 ($z = 0,30$; $p = 1$) | 22 |
| Figura 3 - Análise NMDS da composição taxonômica dos peixes amostrados por este estudo, entre os anos analisados..... | 23 |
| Figura 4 - Índice de Preferência Relativa (R _{Pi}) mostrando as preferências das espécies de peixes pelos períodos analisados por este estudo; vermelho: seca prolongada; azul: precipitação regular..... | 24 |
| Figura 5 - Comparação da biomassa de peixes entre os períodos de seca prolongada (anos 2014-2015) e precipitação regular (anos 2021-2022, 2023-2024) | 25 |
| Figura 6 - Análise NMDS da composição de guildas tróficas dos peixes amostrados por este estudo, entre os anos analisados..... | 26 |
| Figura 7 - Proporção das guildas tróficas dos peixes amostrados por este estudo, entre os anos analisados..... | 28 |
| Figura 8 - Abundância das espécies de peixes mais consumidas no estuário do rio Curu (CE), entre o período de seca prolongada (anos 2014-2015) e os períodos de precipitação regular (anos 2021-2022, 2023-2024)..... | 29 |

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

| | |
|-------|---|
| CICES | Common International Classification of Ecosystem Services |
| IBGE | Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística |
| MEA | Avaliação Ecosistêmica do Milênio |
| MM | Marinho(a)-migrante |

SUMÁRIO

| | | |
|------------|--|-----------|
| 1 | INTRODUÇÃO | 11 |
| 2 | OBJETIVOS | 16 |
| 2.1 | Objetivo geral | 16 |
| 2.2 | Objetivos específicos | 16 |
| 3 | MATERIAL E MÉTODOS | 17 |
| 3.1 | Área de estudo | 17 |
| 3.2 | Levantamento de dados | 17 |
| 3.3 | Análise de dados | 19 |
| 4 | RESULTADOS | 22 |
| 4.1 | Abundância dos peixes entre os anos analisados por este estudo | 22 |
| 4.2 | Abundância entre as guildas de peixes | 25 |
| 4.3 | Implicações para os serviços ecossistêmicos de provisão e regulação | 28 |
| 5 | DISCUSSÃO | 30 |
| 6 | CONCLUSÃO | 35 |
| | REFERÊNCIAS | 36 |
| | APÊNDICE A – Lista das espécies de peixes analisadas por este estudo | 49 |
| | APÊNDICE B – Análise SIMPER e Índice de Preferência Relativa (RPI) | 51 |

1 INTRODUÇÃO

Os estuários são ambientes que combinam a água doce dos rios e a água salgada do mar (Day Jr. *et al.*, 2013). Esse ambiente de transição é extremamente produtivo devido às descargas de nutrientes e sedimentos carregados pelos rios, sustentando populações abundantes de animais como moluscos, crustáceos e peixes (Day Jr. *et al.*, 2013; Barroso *et al.*, 2013; Gurgel-Lourenço *et al.*, 2023; Kennish, 2002). Devido às suas particularidades, são ecossistemas extremamente variáveis em características físico-químicas, como temperatura, salinidade e turbidez, que variam de forma sazonal e com ciclos diários de maré (Day Jr. *et al.* 2013; Whitfield, 2021), abrigando espécies fisiologicamente capazes de suportar tal variabilidade ambiental (Whitfield, 2021). Os estuários são considerados sumidouros de nutrientes, contribuindo diretamente com a alta produtividade primária e secundária, bem como sustentando grande biomassa de peixes (Whitfield, 2016; Harrison; Whitfield, 2021).

Os estuários cumprem diversas funções ecossistêmicas responsáveis por manter um elevado número de espécies (Day Jr. *et al.*, 2013; Beck *et al.*, 2001; Leal Filho *et al.*, 2022), além de abrigarem diversas espécies de peixes que os utilizam de maneira diferenciada, seja como áreas de refúgio, alimentação, crescimento ou como rotas de migração (Elliott *et al.*, 2007; Potter *et al.*, 2015; Sales *et al.*, 2018). Para compreender esses padrões de uso, a ictiofauna estuarina pode ser organizada em guildas funcionais, que agrupam espécies com estratégias semelhantes de utilização do estuário ao longo do ciclo de vida, permitindo comparações entre diferentes regiões (Root, 1967; Elliott *et al.*, 2007). Entre essas guildas, destacam-se as marinhas-migrantes, caracterizadas pela elevada ocorrência de juvenis nos estuários, ampla tolerância à variação de salinidade e distribuição ao longo de todo o gradiente estuarino, sendo frequentemente classificadas como marinhas estuarino-oportunistas ou estuarino-dependentes (Elliott *et al.*, 2007). Em estuários tropicais e subtropicais, esse grupo tende a dominar a ictiofauna, assumindo papel ecológico e socioeconômico relevante, especialmente como recurso para a pesca artesanal no nordeste do Brasil (Harrison; Whitfield, 2024; Albuquerque, Bender; Longo, 2025). As demais guildas, marinhas-visitantes e dulcícolas, migrantes de água doce, espécies estuarinas residentes e espécies diádromas, ocorrem em geral em menor abundância ou apresentam padrões de uso mais restritos do estuário (Elliott *et al.*, 2007).

Os estuários fornecem áreas de berçário para uma diversidade de organismos, desempenhando papel essencial no crescimento das espécies marinhas até que atinjam a fase de recrutamento (Beck *et al.*, 2001; Heck; Hays; Orth, 2003). Esses ecossistemas sustentam

grande parte do crescimento ontogenético dos peixes marinhos-migrantes e a biomassa acumulada nesses ambientes é posteriormente exportada para áreas adjacentes, contribuindo de forma significativa para esses sistemas (Deegan, 1993; Howe; Simenstad, 2015), processo que evidencia a importância do estuário na manutenção dos processos biológicos costeiros, podendo atuar como um repositório fundamental para os estoques pesqueiros (Houde; Rutherford, 1993; Dahlgren *et al.*, 2006; Barbier *et al.*, 2011; Thrush *et al.*, 2013). Estudos baseados em coortes de peixes têm evidenciado a importância da produção estuarina para o desenvolvimento de espécies que utilizam esses ambientes como áreas de crescimento, com implicações potenciais para os ecossistemas costeiros adjacentes (Dolbeth *et al.*, 2010). Além disso, são responsáveis por uma gama de serviços ecossistêmicos (SE) (Barbier *et al.*, 2011), benefícios que os seres humanos obtêm dos ecossistemas (The Common International Classification of Ecosystem Services [CICES], 2022).

Os peixes desempenham diversos serviços ecossistêmicos em rios, lagos, estuários e oceanos (Polis *et al.*, 1997; Holmlund; Hammer, 1999), os quais podem ser classificados como serviços de provisão, regulação, suporte e culturais, de acordo com a Avaliação Ecológica do Milênio (MEA, 2005). Alguns autores relataram a importância dos peixes para o fornecimento desses serviços ecossistêmicos (Deegan, 1993; Holmlund; Hammer, 1999; Ouellet *et al.*, 2022; Pelicice *et al.*, 2023; Ashley *et al.*, 2023).

Os SE de regulação são responsáveis pela manutenção dos ecossistemas (CICES, 2022), enquanto os serviços de suporte compõem a base para que os demais serviços existam (MEA, 2005). Nesse sentido, algumas espécies de peixes controlam a proliferação de algas, além do papel na manutenção da teia trófica e ciclagem de nutrientes (Deegan, 1993; Holmlund; Hammer, 1999; Pelicice *et al.*, 2023; Vanni *et al.*, 2002). Kennish (2002) e Rangely *et al.* (2023) relatam o importante papel dos peixes para os fluxos de energia em estuários. Deegan (1993) relatou que a exportação de nutrientes através da biomassa de peixes pode ser tão significativa quanto pelo escoamento fluvial. A ictiofauna também contribui com a disponibilização de nutrientes e matéria orgânica através de processos de desova, alimentação e pela excreção (Holmlund; Hammer, 1999; Vanni *et al.*, 2002). Exemplo disso é o salmão-vermelho do Alasca, que durante a migração transporta ao menos 50 milhões de quilos em biomassa e nutrientes associados, em cardumes formados por cerca de 20 milhões de peixes (Gende *et al.*, 2002). Em ambientes dulcícolas, as carcaças de salmão em decomposição disponibilizam nutrientes que podem favorecer o crescimento de salmões juvenis (Wipfli *et al.*, 2003). Assim, a perda de espécies-chave pode resultar na perda de resiliência do ecossistema (Oliver *et al.*, 2015).

Os SE de provisão estão relacionados à capacidade dos ecossistemas em fornecer materiais para uso humano direto (Ferraz *et al.*, 2019). No caso dos peixes, um dos serviços de provisão é a proteína animal, recurso alimentar de alto valor nutricional para populações humanas (Pelicice *et al.*, 2023). Nesse sentido, os peixes também são importantes fontes de micronutrientes, como cálcio, ômega-3 e selênio, com grande potencial para garantir segurança alimentar e nutricional (Hicks *et al.*, 2019; Albuquerque; Bender; Longo, 2025). Muitas comunidades realizam a pesca em estuários nordestinos (Basílio; Garcez, 2008; Sousa *et al.*, 2022), sendo a pesca artesanal de origem marinha-estuarina responsável por, pelo menos, 50% da produção nacional de pescado (Vasconcelos *et al.*, 2011; Lucena-Frédou *et al.*, 2021; MPA, 2025). Na costa semiárida do Brasil, pelo menos 70% das espécies registradas em estuários costumam ser consumidas pelas populações humanas locais (Botero *et al.*, 2023; Gurgel-Lourenço *et al.*, 2023; Froese; Pauly, 2024). No estuário do rio Curu, espécies como *Mugil* spp., *Eugerres brasiliensis*, *Eucinostomus* spp., *Cathorops spixii*, *Haemulopsis corvinaeformis* e *Diapterus* spp. são frequentemente citadas como espécies-alvo da pesca e para consumo (Basílio; Garcez, 2008; Sousa *et al.*, 2022; Loiola *et al.*, 2024).

Diversos autores ressaltam a diminuição da abundância de espécies migratórias nas últimas décadas (Limburg; Waldman, 2009; Nieland *et al.*, 2015; Haimovici; Cardoso, 2017; Waldman; Quinn, 2022). A redução acentuada dessas populações pode resultar no fenômeno descrito por Pauly (1995) como “Síndrome da Mudança da Linha de Base”, que ocorre quando a percepção do estado dos ecossistemas se baseia apenas nas condições atuais. Assim, habitats cada vez mais degradados passam a ser aceitos como “normais”, levando a subvalorização da biodiversidade (Oliver *et al.*, 2015). Segundo Soga e Gaston (2018), essa mudança de linha de base contribui para a falta de preocupação social com o declínio da biodiversidade e a degradação dos ecossistemas, além de reduzir o apoio aos esforços de conservação.

O declínio da abundância de espécies migratórias está ligado a diversos fatores e mudanças ambientais, principalmente causadas pelas populações humanas (Kennish, 2002). A sobrepesca, desmatamento, urbanização, agricultura e poluição são alguns dos exemplos mais diretos, e acarretam alterações significativas nos habitats, com consequente perda da conectividade entre o estuário e ecossistemas adjacentes (Jackson *et al.*, 2001; Ouellet *et al.*, 2022). A conectividade, que constitui um continuum rio-estuário-mar, é importante para a manutenção e funcionamento dessas guildas migratórias (Elliott; Whitfield, 2025). Algumas espécies marinhas, por exemplo, dependem dos estuários para o sucesso na sobrevivência dos

juvenis ou como habitat alternativo (Elliot *et al.*, 2007), enquanto espécies diádromas necessitam do fluxo desobstruído para realizar a migração (Elliott; Whitfield, 2025).

A maior parte do Nordeste brasileiro é caracterizada pelo clima semiárido, marcado por chuvas escassas e irregulares concentradas no primeiro semestre do ano, podendo variar entre precipitações inferiores a 50 mm durante a estação seca e 900 mm durante a estação chuvosa (Alvares *et al.*, 2014). Tais características condicionam rios sazonais que recebem chuvas concentradas entre março e junho, enquanto sofrem estresse hídrico no restante do ano (Soares *et al.*, 2021). As altas temperaturas e a elevada taxa de evaporação também determinam a sazonalidade dos rios no semiárido (Chellappa *et al.*, 2009). Marengo e Bernasconi (2015) apontam para a tendência cada vez maior de eventos extremos relacionados ao déficit de chuvas no Nordeste brasileiro na segunda metade do século XXI.

Por essa razão, essa região possui muitos reservatórios com objetivo de manejar as secas prolongadas, trazendo benefícios como a disponibilidade de água potável, desenvolvimento da piscicultura, irrigação, dentre outros (Chellappa *et al.*, 2009). No entanto, alguns impactos ambientais são somados, como a degradação da qualidade da água, perda de biodiversidade e a repercussão sobre espécies migratórias (Henry 1999; Collins, 2019). Os estuários da costa semiárida do Brasil, sobretudo, sofrem impactos ambientais relacionados a atividades humanas, como sobreexploração, desmatamento dos manguezais, introdução de espécies, despejo de resíduos, cultivo de camarão e mudanças climáticas (Gorayeb *et al.* 2010; Meireles *et al.* 2007; Santana *et al.* 2015).

A “marinização” em estuários, ou seja, aumento da salinidade e na colonização por espécies marinhas, corresponde a um dos impactos gerados por eventos adversos relacionados ao clima (Pasquaud *et al.*, 2012; Soares *et al.*, 2021; Gurgel-Lourenço *et al.*, 2023). Ashley *et al.* (2023) ressaltam que todos os serviços ecossistêmicos fornecidos por espécies migratórias dependem de ocorrência e abundância. No contexto da costa semiárida do Brasil, a “marinização” desencadeada por períodos prolongados de seca, tem sido relacionada a alterações na composição taxonômica e funcional das comunidades de peixes estuarinos (Gurgel-Lourenço *et al.*, 2023), chamando atenção para as mudanças na salinidade, contribuindo para a maior predominância de espécies marinhas e exclusão das espécies de água doce.

Nesse sentido, o presente estudo buscou analisar como serviços ecossistêmicos de provisão e regulação podem ser afetados pela variação na abundância de espécies migratórias durante eventos de seca prolongada e de precipitação regular, em um estuário da costa

semiárida do Brasil. A escolha da guilda marinho-migrante se deu pela importância que esse conjunto de espécies tem para a conectividade entre os ecossistemas estuarino e costeiro, bem como pela importância econômica que possuem para as comunidades tradicionais.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Caracterizar os padrões de biomassa e composição de peixes migratórios em períodos de seca prolongada e de precipitação regular, considerando suas relações com os serviços ecossistêmicos de regulação e pesca.

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar se os períodos de seca prolongada e de precipitação regular têm influência sobre a biomassa, a composição de espécies e guildas tróficas de peixes migratórios.
- Avaliar se biomassa, composição de espécies e guildas tróficas alteram serviços ecossistêmicos de provisão (pesca) e de regulação.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

O presente estudo foi realizado no estuário do rio Curu (Figura 1), localizado na bacia hidrográfica do Curu, na porção noroeste do estado do Ceará (Landim Neto *et al.*, 2013). A zona estuarina separa os municípios de Paraipaba e Paracuru, que possuem 32.216 e 38.980 habitantes, respectivamente (IBGE, 2022). O estuário do rio Curu está localizado na ecorregião marinha do Nordeste (Spalding *et al.*, 2007) e na ecorregião continental da Caatinga do Nordeste Central (MNCE) (Abell *et al.*, 2008; Lima *et al.*, 2017). Na faixa costeira do Ceará, o clima predominante é do tipo ‘As’ (Alvares *et al.*, 2014), com precipitação anual variando entre 1.000 e 1.300 mm. No entanto, com forte influência do clima semiárido ‘BSh’, típico da Caatinga, caracterizado por chuvas sazonais inferiores a 800 mm, concentradas no primeiro semestre. Essa combinação climática favorece a ocorrência de hipersalinidade sazonal em diversos estuários da costa semiárida (Soares *et al.*, 2021), podendo gerar gradientes salinos invertidos no segundo semestre (Valentim *et al.*, 2018; Soares *et al.*, 2021). A descarga fluvial, controlada por barragens, chega a menos de 1 m³/s durante a estação seca (Molisani; Cruz; Maia, 2006; Valentim *et al.*, 2018). Além disso, são estuários rasos que apresentam mistura completa da coluna d’água, sem estratificação de salinidade (Schettini; Valle-Levinson; Truccolo, 2017; Soares *et al.*, 2021).

Esses ambientes estão sujeitos a intensos impactos antrópicos, como desmatamento de manguezais, atividades pesqueiras, queimadas, aterros, despejo de resíduos, barramentos, carcinicultura, escoamento agrícola e urbano, lançamento de esgoto doméstico e turismo sem regulamentação. Somam-se a esses fatores a introdução de diferentes contaminantes, incluindo metais pesados, pesticidas, patógenos, nutrientes, surfactantes e resíduos farmacológicos (Gorayeb *et al.*, 2005; Meireles *et al.*, 2007; Lacerda *et al.*, 2014; Santana *et al.*, 2015; Ferreira; Lacerda, 2016; Pimentel *et al.*, 2016; Sales, 2021).

3.2 Levantamento de dados

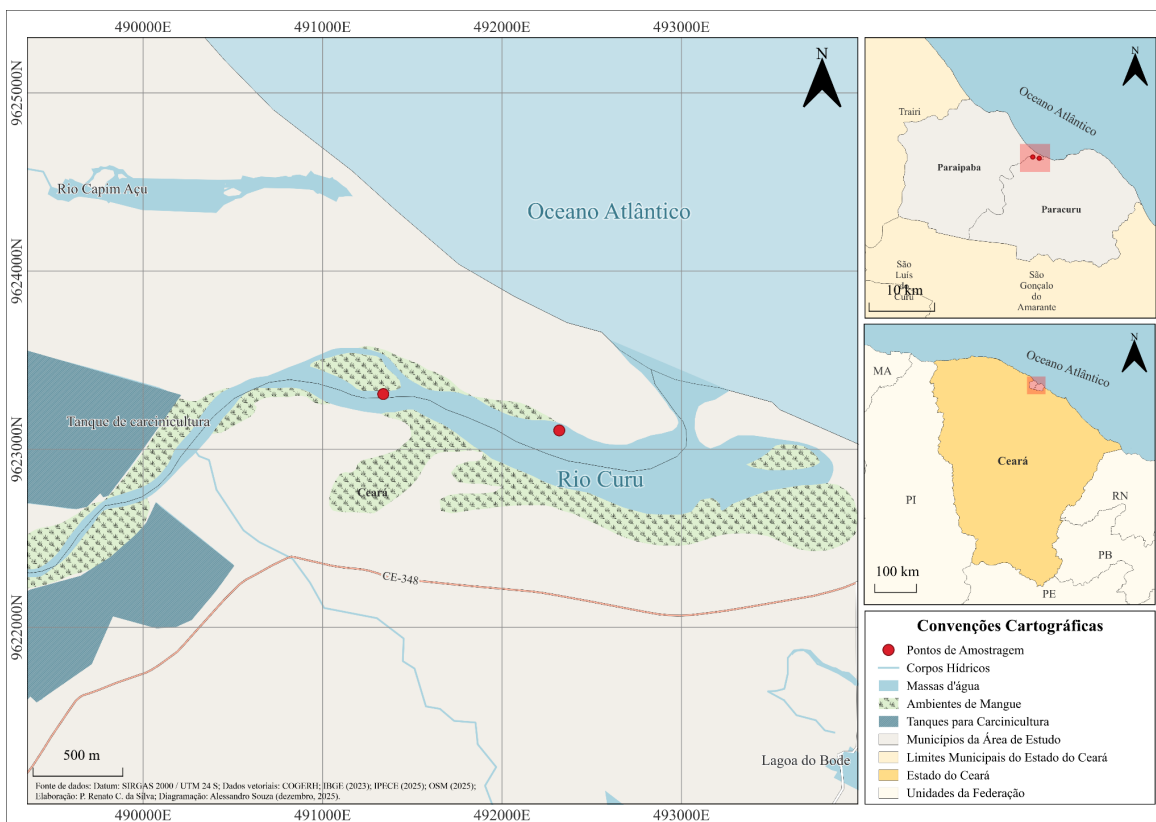
Os dados utilizados neste estudo foram obtidos a partir das atividades de campo e de laboratório desenvolvidas no âmbito dos projetos “Pesquisas ecológicas em assembleias de peixes de estuários hipersalinos do Nordeste brasileiro” (Chamada Universal MCTI/CNPq N° 28/2018 Processo CNPq N° 423628/2018-6) e “Abordagem ecossistêmica e projeção de

cenários frente a alterações ambientais em estuários da costa semiárida no Nordeste brasileiro” (Chamada CNPq N° 63/2022 Processo CNPq N° 409354/2022-8).

O estuário foi amostrado trimestralmente entre novembro de 2014 e agosto de 2015, período caracterizado por seca prolongada, e entre novembro de 2021 e setembro de 2022 e entre abril de 2023 e maio de 2024, quando as precipitações ocorreram de forma regular. Ao todo, foram realizadas 14 campanhas amostrais em dois pontos localizados no estuário inferior (Figura 1). A comparação entre os anos foi realizada em pares (2014-2015 x 2021-2022, 2014-2015 x 2023-2024 e 2021-2022 x 2023-2024), garantindo representatividade temporal com ambos os períodos seco e chuvoso de cada par de anos representados.

A amostragem de peixes foi padronizada utilizando redes de arrasto de 25 m de comprimento e 2 m de altura, com malha de 12 mm (dois arrastos por ponto). Também foram utilizadas tarrafas com comprimento e malha de 3 m e 25 mm, respectivamente (40 arremessos por local). Os arrastos foram realizados em regiões mais rasas, com amplitude de profundidade até 1,5 m, enquanto os lançamentos cobriam entre 1,0 m e 3,5 m de profundidade. As áreas cobertas pelos equipamentos de pesca foram de 200 m² e 10 m² ($\pi.r^2$), respectivamente.

Figura 1 – Locais de coleta padronizada de peixes (pontos vermelhos) no estuário do rio Curu, Estado do Ceará.



Fonte: Elaborada pelo autor.

3.3 Análise de dados

Apenas as espécies marinhas-migrantes (MM) foram consideradas no presente estudo já que são as mais abundantes (Gurgel-Lourenço *et al.*, 2026) e estariam mais diretamente relacionadas à pesca artesanal local (Basílio; Garcez, 2008; Sousa *et al.*, 2022), e ao transporte de matéria e energia entre os ecossistemas (Deegan, 1993; Gende *et al.*, 2002; Wipfli *et al.*, 2003; Gillanders *et al.*, 2003; Cowley; Whitfield, 2005;). As espécies marinhas-migrantes foram classificadas em diferentes grupos tróficos, compreendendo detritívoros (DT), herbívoros (HV), planctívoros (PL), insetívoros (IN), zoobentívoros (ZB), onívoros (OV), oportunistas (OP), macrocarnívoros (MV) e piscívoros (PV), conforme adaptação de Elliott *et al.* (2007) (Quadro 1). As espécies foram enquadradas nessas categorias a partir de informações disponíveis na literatura sobre a ecologia trófica de peixes estuarinos, levando em conta o tamanho corporal, uma vez que o uso dos recursos alimentares pode variar conforme o estágio ontogenético de cada espécie.

Quadro 1 – Definição das guildas tróficas de peixes.

| Guilda de peixes | Definição |
|------------------|--|
| Detritívoros | Alimentam-se de matéria orgânica em decomposição, sendo comum o consumo de microfítobentos por esses organismos. |
| Herbívoros | Consumem macroalgas/macrófitas. |
| Planctívoros | Alimentam-se principalmente de fitoplâncton e/ou zooplâncton. |
| Zoobentívoros | Sua alimentação é baseada em organismos associados ao substrato. |
| Piscívoros | Alimentam-se predominantemente de outros peixes, embora possam consumir outras presas constituintes do nécton e do bentos. |
| Onívoros | Têm a alimentação baseada na mistura de material tanto vegetal como animal. |
| Oportunistas | Possuem uma dieta variada, de acordo com a disponibilidade de recursos alimentares. |
| Insetívoros | Dieta baseada principalmente em insetos aquáticos e terrestres. |
| Macrocarnívoros | Alimentam-se da macrofauna bentônica e peixes em proporção similar. |

Fonte: Elaborado pelo autor. Adaptado de Elliott *et al.* (2007).

A abundância (biomassa em gramas/100 m²) da guilda marinha-migrante foi comparada entre períodos de seca prolongada e de precipitação regular, bem como entre grupos tróficos nos diferentes períodos. Foi aplicado o teste Kruskal-Wallis ($\alpha = 0,05$) para verificar diferenças significativas na biomassa entre os três pares de anos, seguido do teste pós-hoc de Dunn para identificar quais grupos e guildas apresentaram distinções.

Os dados de abundância foram transformados em matrizes de dissimilaridade utilizando o índice de Bray-Curtis, as quais serviram de base para análises de Escalonamento Multidimensional não-Métrico (nMDS), a fim de investigar variações na composição de espécies e nas guildas tróficas. A análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA, $\alpha < 0,05$) foi empregada para avaliar se a composição das comunidades difere significativamente, com base na matriz de distância de Bray-Curtis, sendo complementada por teste pós-hoc para determinar os grupos responsáveis pelas diferenças. A análise permutacional de dispersões multivariadas (PERMDISP) foi utilizada para verificar se os resultados obtidos na PERMANOVA poderiam estar associados apenas à variabilidade na dispersão dos dados.

Por último, para identificar as espécies e grupos tróficos que mais contribuíram para a segregação das assembleias ao longo do tempo, foi aplicada a Análise de Porcentagem de Similaridade (SIMPER). Considerando as limitações do método SIMPER na identificação de padrões em comunidades que apresentam alta proporção de espécies raras, foi calculado um Índice de Preferência Relativa (R_{Pi}) para cada espécie, comparando os períodos de seca prolongada e de precipitação regular. O índice foi definido como $(A1 - A2)/(A1 + A2)$, em que A1 e A2 correspondem às abundâncias das espécies durante a seca prolongada e a precipitação regular, respectivamente. Valores próximos de +1 indicam forte associação à seca prolongada, enquanto valores próximos de -1 indicam preferência por período de precipitação regular. Considerou-se que uma espécie apresentou preferência quando o valor do índice foi $\geq |0,40|$, o que equivale a, no mínimo, 2,33 vezes maior abundância em um dos períodos. O R_{Pi} também foi aplicado para avaliar a preferência das guildas tróficas entre os dois períodos analisados. Todas as análises estatísticas foram realizadas no software R, versão 4.5.1 (*R Core Team, 2025*).

Para identificar os serviços ecossistêmicos de provisão foram utilizadas referências sobre consumo e pesca nos estuários do semiárido, incluindo trabalhos na área de estudo (Botero *et al.*, 2023; Basílio; Garcez, 2008; Sousa *et al.*, 2022). Dados sobre espécies mais frequentemente capturadas pela pesca artesanal e valores de mercado do pescado foram adquiridos através de entrevistas semiestruturadas com pescadores locais (dados não publicados).

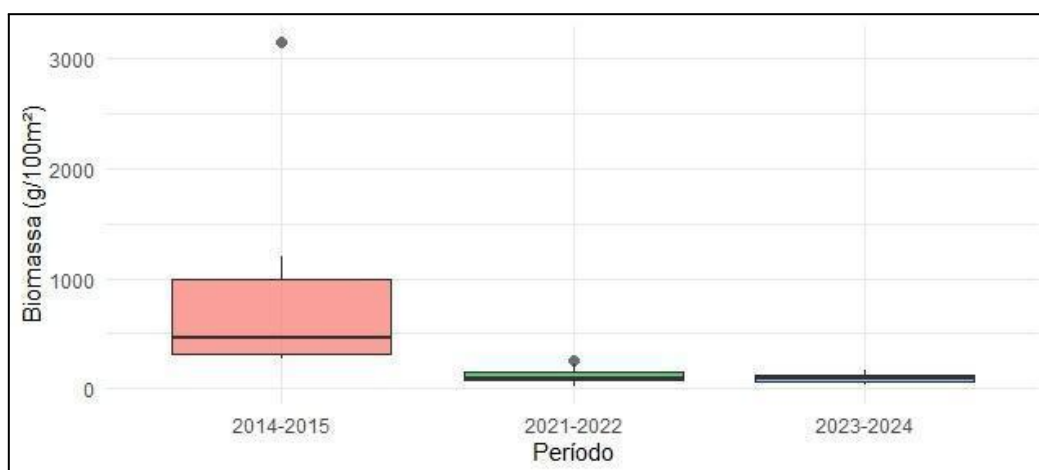
4 RESULTADOS

4.1 Abundância de peixes entre os anos analisados por este estudo

Foram amostradas 42 espécies de peixes pertencentes à guilda marinha-migrante, perfazendo 19 famílias e 9 ordens (Apêndice A). Para os anos 2014-2015 foram identificadas 27 espécies (com abundância total de 7.856,6g/100 m²), enquanto 2021-2022 apresentaram 24 espécies (982,7 g/100 m²) e 2023-2024, 31 espécies (981,4 g/100 m²) (Apêndice A).

Houve diferença na abundância dos anos de seca prolongada em relação aos anos de precipitação regular ($H = 17,44$; $p < 0,001$) (Figura 2). As dez espécies mais abundantes variaram entre *Mugil curema* (4478,5g/100 m²) e *Centropomus undecimalis* (84,2g/100 m²) em 2014-2015, *Lile piquitinga* (250,6g/100 m²) e *Mugil curema* (27,3g/100 m²) em 2021-2022, e *Sphoeroides testudineus* (161,2g/100 m²) e *Mugil rubrioculus* (24,2g/100 m²) em 2023-2024, representando 95%, 89% e 80% da abundância total das espécies coletadas, respectivamente.

Figura 2 – Biomassa média de espécies de peixes marinhos-migrantes, nos períodos amostrados: seca prolongada (anos 2014-2015) e precipitação regular (anos 2021-2022, 2023-2024). Teste de Dunn 2014-2015 x 2021-2022 ($z = 3,34$; $p = 0,002$), 2014-2015 x 2023-2024 ($z = 3,84$; $p < 0,001$), 2021-2022 x 2023-2024 ($z = 0,30$; $p = 1$).



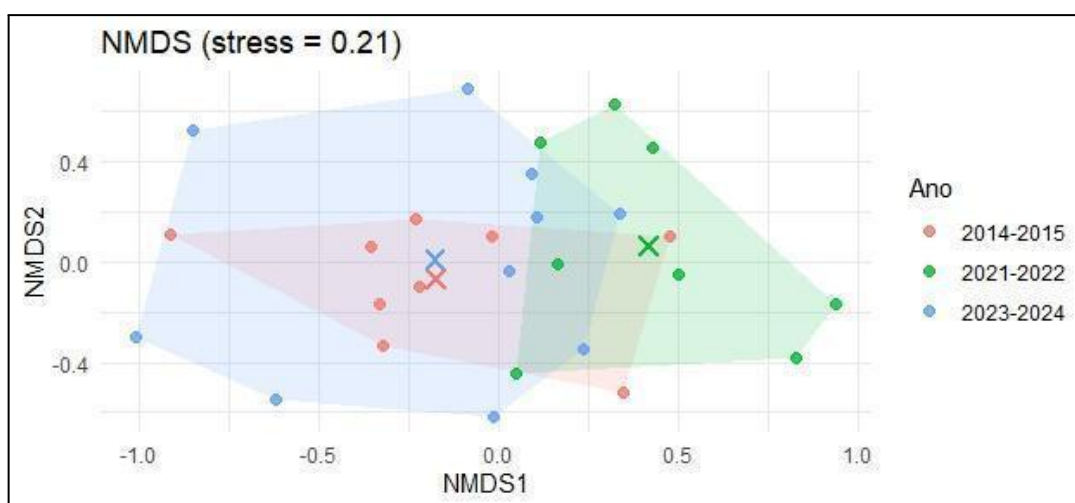
Fonte: Elaborado pelo autor.

A análise de composição de espécies indicou sobreposição entre as comunidades (Figura 3). Contudo, o valor de estresse sugere que a representação bidimensional não

descreve confiavelmente a variação observada já que houve diferença significativa entre os períodos ($F = 4,30$; $p < 0,001$). As comparações do período de seca prolongada com os períodos de precipitação regular apresentaram o mesmo valor de p para ambos (*pairwise*, $p = 0,003$), e não apresentaram diferença entre si ($p = 0,3$).

A análise de dispersão multivariada (PERMDISP; ANOVA $p = 0,07$; permutest $p = 0,06$) reforça que as diferenças detectadas pela PERMANOVA refletem variações reais na composição das comunidades, e não apenas diferenças na dispersão dos dados. Assim, as variações entre os anos são atribuídas principalmente à composição de espécies, não à heterogeneidade das amostras. *Mugil curema*, *Sphoeroides testudineus*, *Lile piquitinga* e *Eucinostomus argenteus* contribuíram com pelo menos 70% da diferença entre os anos de 2014-2015 e 2021-2022. Quando comparamos os anos de 2014-2015 e 2023-2024, com exceção de *Lile piquitinga*, as mesmas espécies contribuíram com 70% da diferença (Apêndice B).

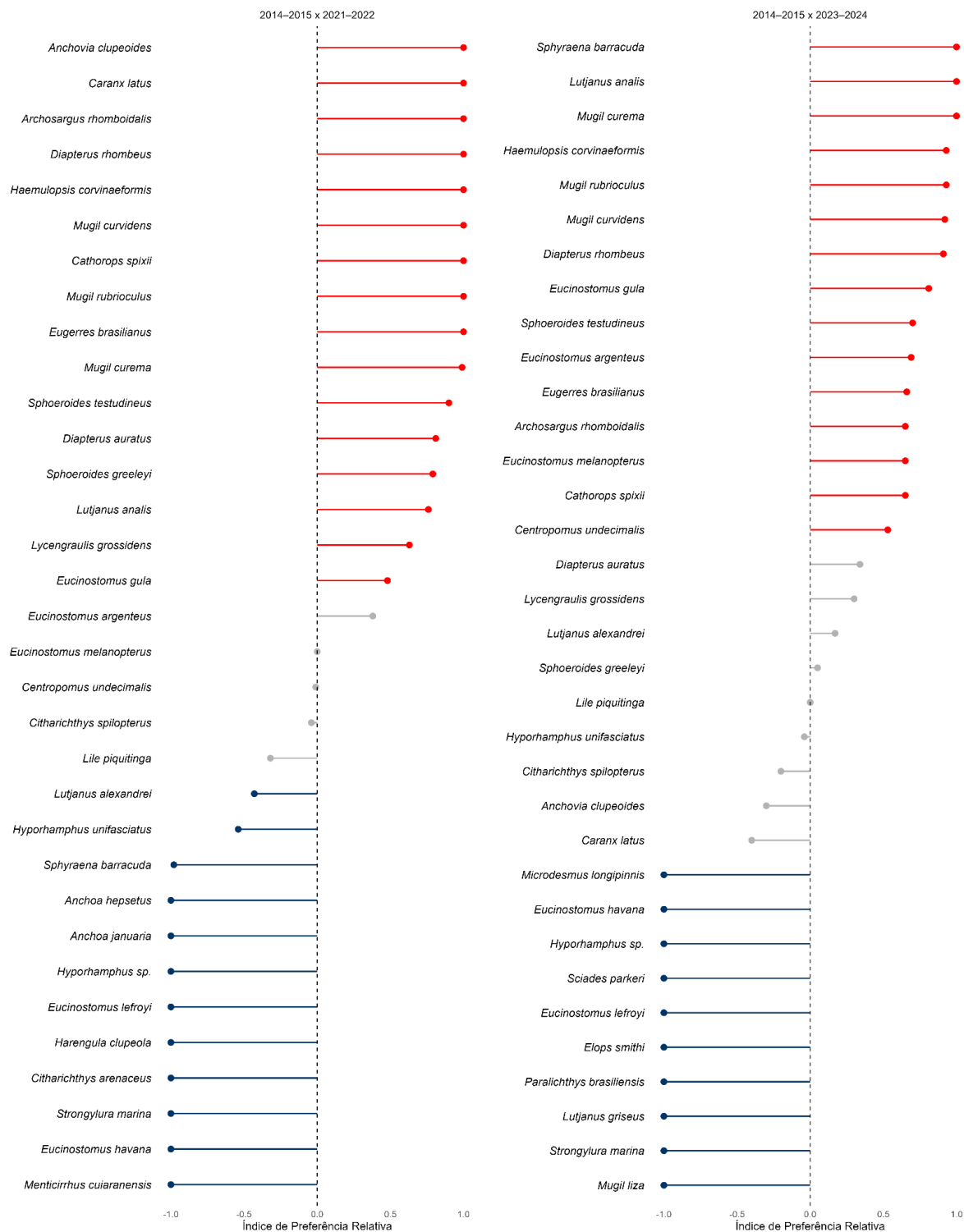
Figura 3 – Análise NMDS da composição taxonômica dos peixes amostrados por este estudo, entre os anos analisados.



Fonte: Elaborado pelo autor.

As espécies de peixes *M. curema*, *S. testudineus*, *E. brasiliensis*, *E. gula*, *M. rubrioculus*, *C. spixii*, *M. curvidens*, *H. corvinaeformis*, *D. rhombeus*, *L. analis* e *A. rhomboidalis* indicaram preferência pelos anos de seca prolongada em ambas as comparações, segundo o índice de preferência relativa (RPi), enquanto *E. havana*, *S. marina*, *E. lefroyi* e *Hyporhamphus* sp. preferem os anos com precipitação regular. *Lile piquitinga* e *C. spilopterus* não indicaram preferências (Figura 4).

Figura 4 – Índice de Preferência Relativa (RPi) mostrando as preferências das espécies de peixes pelos períodos analisados por este estudo; vermelho: seca prolongada; azul: precipitação regular



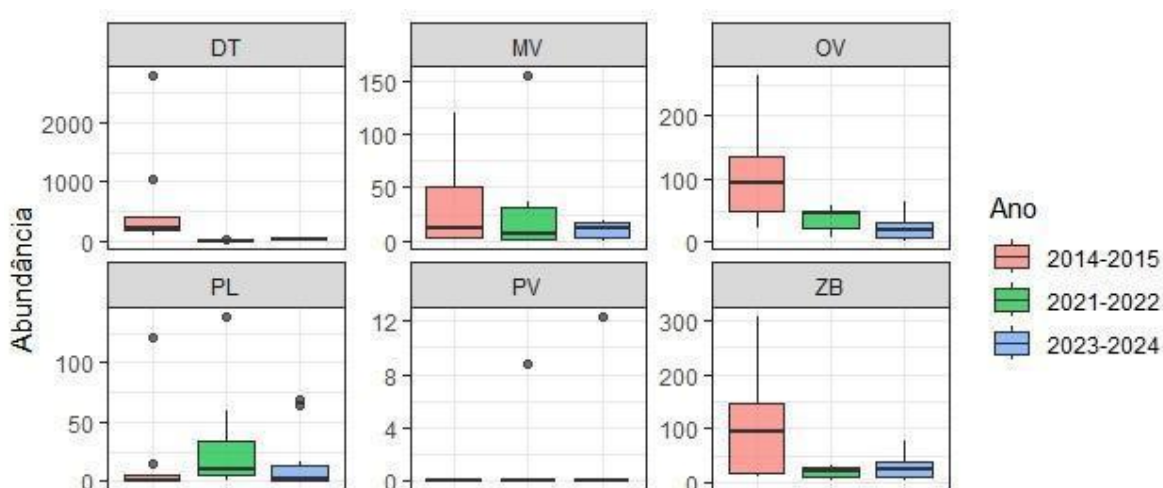
Fonte: Elaborado pelo autor.

4.2 Abundância entre as guildas de peixes

A guilda de peixes mais abundante foi a detritívora, com 57% da biomassa total (quatro espécies). A maioria das espécies encontradas eram macrocarnívoras (15 espécies; 6% da abundância total), seguida por zoobentívoras (11 espécies, 15% da abundância total). As demais guildas, de onívoros, planctívoros e piscívoros representaram, respectivamente, 15% da abundância total (seis espécies), 5% (quatro espécies) e menos de 1% (uma espécie).

Houve maior biomassa de todas as guildas tróficas no período de seca prolongada, com exceção dos planctívoros e piscívoros (Figura 5), contudo, o primeiro grupo não apresentou preferência por nenhum dos períodos, de acordo com o RPi (Tabela 1). Detritívoros e onívoros apresentaram diferenças de abundância entre os períodos analisados (Kruskal–Wallis, $p < 0,001$ e $p = 0,003$, respectivamente). Para a guilda detritívora, o pós-teste de Dunn indicou diferenças significativas entre o período de seca prolongada e os dois períodos de precipitação regular: 2021–2022 ($p < 0,001$) e 2023–2024 ($p = 0,01$). Não houve diferença significativa entre os dois períodos de precipitação regular ($p = 0,16$). Para a guilda onívora, houve diferença apenas entre 2014–2015 e 2023–2024 (Dunn, $p = 0,002$).

Figura 5 – Comparação da biomassa das guildas tróficas de peixes entre os períodos de seca prolongada (anos 2014-2015) e precipitação regular (anos 2021-2022, 2023-2024).



DT = detritívoros; PL = planctívoros; ZB = zoobentívoros; OV = onívoros; MV = macrocarnívoros; PV = piscívoros.

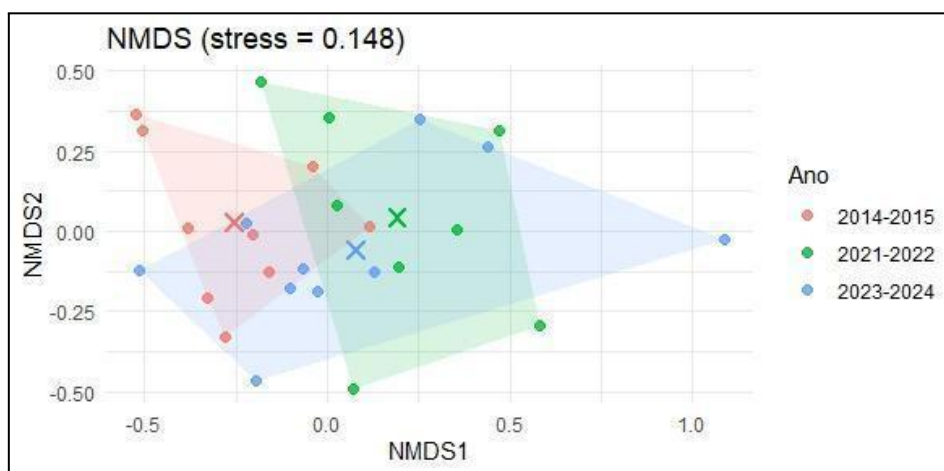
Fonte: Elaborado pelo autor.

Houve sobreposição da ocupação das amostras entre os anos de precipitação regular com centróides bem próximos, indicando que a composição das guildas tróficas é

semelhante entre esses anos, ao mesmo tempo que ambos se distanciam do centróide da seca prolongada. O valor de estresse obtido no nMDS (0,148) demonstra que a configuração bidimensional representa adequadamente as diferenças na composição de guildas tróficas, permitindo interpretação mais confiável dos padrões de similaridade entre os períodos de amostragem (Figura 6). De fato, houve diferença significativa na composição das guildas tróficas entre os períodos ($F = 6,85$; $p = 0,001$). O teste *pairwise* ($p = 0,003$; $p = 0,006$) confirmou as distinções observadas no ordenamento nMDS para o período de seca prolongada em relação aos períodos de precipitação regular 2021–2022 e 2023–2024, respectivamente.

As guildas dos detritívoros, zoobentívoros e onívoros foram responsáveis por pelo menos 80% da diferença observada entre os anos, para ambas as comparações, e apresentaram preferência pelos anos de seca prolongada de acordo com o RPi. Macrocarnívoros apresentam preferência por seca prolongada quando comparado com precipitação regular de 2023-2024 (Tabela 1). A guilda de piscívoros apresentou preferência pelos anos de chuva regular e os planctívoros não mostraram preferência.

Figura 6 – Análise NMDS da composição de guildas tróficas dos peixes amostrados por este estudo, entre os anos analisados.



Fonte: Elaborado pelo autor.

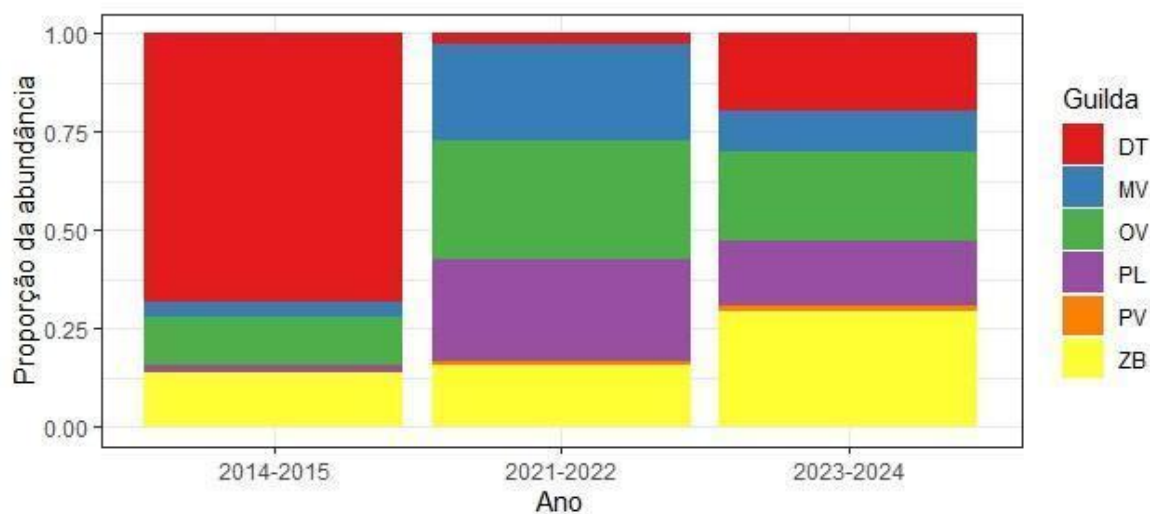
Tabela 1 – Análise SIMPER e índice de preferência relativa (R_{Pi}) (a), anos 2014-2015 x 2021-2022 e (b) anos 2014-2015 x anos 2023-2024. Valores de p em negrito indicam significância entre as guildas tróficas ($\alpha = 0,05$). Valores de R_{Pi} em negrito indicam preferência pelo período na ($R_{Pi} \leq -0,40$ ou $R_{Pi} \geq 0,40$).

| Guildas | média | dp | razão | 2014-15 (A1) | 2021-22 (A2) | soma acumulada | p | R _{Pi} | Preferência |
|-----------------|--------|---------|--------|-------------------|-------------------|-------------------|--------------|-----------------|-------------|
| Detritívoros | 0,4679 | 0,22621 | 2,0683 | 597,5 | 3,42 | 0,586 | 0,001 | 0,99 | 2015 |
| Zoobentívoros | 0,1489 | 0,13365 | 1,114 | 121,6 | 19,56 | 0,772 | 0,144 | 0,72 | 2015 |
| Onívoros | 0,071 | 0,043 | 1,6516 | 106,7 | 37,22 | 0,861 | 0,99 | 0,48 | 2015 |
| Macrocarnívoros | 0,0582 | 0,06498 | 0,8956 | 31,1 | 29,69 | 0,933 | 0,65 | 0,02 | - |
| Planctívoros | 0,0514 | 0,06745 | 0,7614 | 16,1 | 31,86 | 0,998 | 0,945 | -0,33 | - |
| Piscívoros | 0,0017 | 0,00528 | 0,3309 | 0 | 1,1 | 1 | 0,882 | -1 | 2022 |
| Guildas | média | dp | razão | 2014-2015 (A1) | 2023-2024 (A2) | soma acumulada | p | R _{Pi} | Preferência |
| Detritívoros | 0,4551 | 0,23215 | 1,9602 | 597,5 | 19,39 | 0,59 | 0,001 | 0,94 | 2015 |
| Zoobentívoros | 0,1497 | 0,12969 | 1,1544 | 121,6 | 28,909 | 0,783 | 0,085 | 0,62 | 2015 |
| Onívoros | 0,0885 | 0,04166 | 2,1244 | 106,7 | 22,304 | 0,898 | 0,752 | 0,65 | 2015 |
| Macrocarnívoros | 0,0396 | 0,04199 | 0,9442 | 31,1 | 10,014 | 0,95 | 0,978 | 0,51 | 2015 |
| Planctívoros | 0,0368 | 0,05325 | 0,6913 | 16,1 | 16,192 | 0,997 | 0,994 | 0 | - |
| Piscívoros | 0,0022 | 0,00744 | 0,2898 | 0 | 1,237 | 1 | 0,921 | -1 | 2024 |

Fonte: Elaborado pelo autor.

Nos períodos de precipitação regular houve distribuição de abundância mais uniforme entre as guildas tróficas, enquanto os anos de seca prolongada favoreceram a dominância de espécies detritívoras em detrimento das demais guildas tróficas (Figura 7).

Figura 7 – Proporção das guildas tróficas dos peixes amostrados por este estudo, entre os anos analisados.



DT = detritívoros; PL = plancívoros; ZB = zoobentívoros; OV = onívoros; MV = macrocarnívoros; PV = piscívoros.

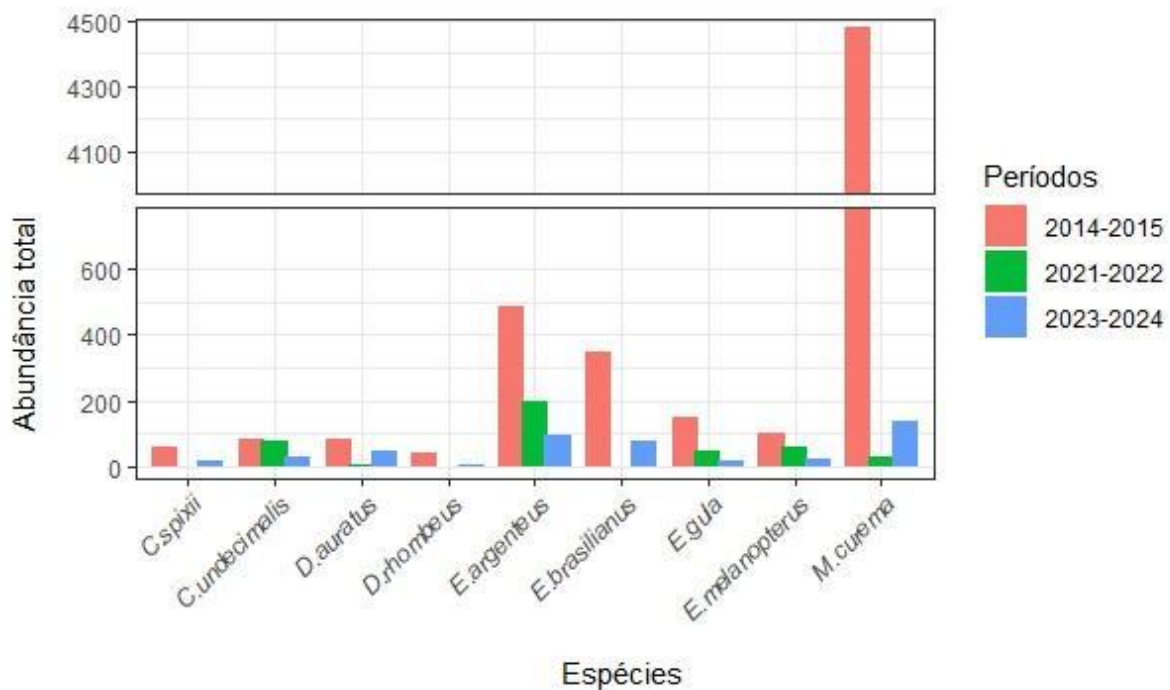
Fonte: Elaborado pelo autor.

4.3 Implicações para os serviços ecossistêmicos de provisão e regulação

Durante o período de seca prolongada, houve aumento da biomassa de espécies de peixes marinhas-migrantes. Todas as espécies foram consideradas importantes para os serviços de regulação, dada as características da guilda marinho-migrante, portanto, potencializando o transporte de matéria e energia entre os ecossistemas (estuário-mar).

O aumento da biomassa de espécies marinhas-migrantes durante o período de seca prolongada indica maior disponibilidade de recursos pesqueiros potencialmente exploráveis pela pesca artesanal. Com exceção de *Bryx dunckeri*, *Citharichthys arenaceus* e *Microdesmus longipinnis*, todas as espécies de peixes marinhas-migrantes registradas no estuário são consumidas, totalizando 39 espécies. *Mugil curema*, *Eugerres brasilianus*, *Eucinostomus gula*, *E. argenteus* e *E. melanopterus*, *Cathorops spixii*, *Centropomus undecimalis*, *Diapterus auratus* e *D. rhombeus* são importantes para a pesca artesanal no estuário do rio Curu, como também representam as espécies com maior valor de mercado (dados não publicados). Todas essas espécies se mostraram mais abundantes durante a seca prolongada (Figura 8), além de apresentarem preferência por esse período (Figura 4).

Figura 8 – Abundância das espécies de peixes mais consumidas no estuário do rio Curu (CE), entre o período de seca prolongada (2014-2015) e os períodos de precipitação regular (2021-2022, 2023-2024)



Fonte: Elaborado pelo autor.

5 DISCUSSÃO

Este estudo demonstra que períodos prolongados de seca podem alterar significativamente a abundância, a composição e a estrutura funcional de peixes marinhos-migrantes em estuários da costa semiárida do Brasil, com implicações para a conectividade trófica entre ambientes costeiros e estuarinos, e para a provisão de recursos pesqueiros. A biomassa dos peixes marinho-migrantes foi pelo menos oito vezes maior durante a seca prolongada, implicando no aumento da abundância de táxons explorados pela pesca artesanal regional. A maior representatividade das guildas detritívora e onívora durante a seca prolongada indica um reforço nos fluxos de energia e na ciclagem de nutrientes, dado o papel funcional dessas guildas na utilização do material orgânico disponível no estuário.

Os estuários rasos da região semiárida são bastante suscetíveis a eventos climáticos adversos (Prandle; Lane, 2015; Scanes *et al.*, 2020). Muitos estudos relatam a simplificação da comunidade estuarina em condições de hipersalinidade com consequente benefício para espécies eurialinas (Barroso *et al.*, 2018), e redução geral da abundância e riqueza nessas condições (Rosa *et al.*, 2016; Sloterdijk *et al.*, 2017; Getz; Eckert, 2023). No estuário do rio Curu, o perfil de salinidade invertido foi comum durante a seca prolongada (Gurgel-Lourenço *et al.*, 2023), porém refletiu maior abundância de indivíduos juvenis, e aumento da riqueza funcional devido à maior presença das espécies marinhas durante o evento (Gurgel-Lourenço *et al.*, 2023). No estuário do rio Mondego, em Portugal também foi registrado o aumento da produção total de peixes marinhos-migrantes durante um evento de seca extrema (Dolbeth *et al.*, 2010). A maior disponibilidade de nutrientes devido à retenção da água aumenta também a disponibilidade de alimento, e nessas condições tendem a selecionar as espécies mais tolerantes (Barroso *et al.*, 2018). Essas mudanças sugerem modificações na dinâmica do estuário, como o aumento da intrusão da água do mar, tornando o gradiente salino menos pronunciado (Gurgel-Lourenço *et al.*, 2023; Day Jr. *et al.*, 2013), mas em vez de simplificar a comunidade, parece fornecer potenciais áreas de berçário para espécies marinhas-migrantes (Sales *et al.*, 2016; Badú; Lima; Pessanha, 2022). Além disso, a maior intrusão de água do mar contribui com a entrada de juvenis marinhos (Costa *et al.*, 2010).

O aumento da abundância de peixes para essa guilda também foi notado como padrão geral no aumento da abundância da comunidade estuarina durante períodos de seca prolongada em estuários da costa semiárida (Gurgel-Lourenço *et al.*, 2023), possivelmente dada a maior disponibilidade de habitats para essas espécies (Sales *et al.*, 2018). Esse cenário

pode explicar o aumento da biomassa de *Mugil curvidens* e *Mugil rubrioculus*, espécies que apresentaram elevada representatividade durante a seca prolongada, apesar de sua baixa ocorrência ou ausência nos períodos de precipitação regular, como observado nos anos de 2021–2022. Em menor escala, a maioria das espécies também foram favorecidas. De modo geral, as espécies que mais contribuíram para a biomassa total no presente estudo como *Mugil curema*, *Sphoeroides testudineus*, *Eugerres brasilianus* e *Eucinostomus argenteus*, compartilham elevada tolerância a variações de salinidade (Avigliano *et al.*, 2021; Krispyn *et al.*, 2021; Prodocimo; Freire, 2001), turbidez e disponibilidade de recursos (Harrison; Whitfield, 2012; Barroso *et al.*, 2018), características que favorecem sua dominância em estuários sob condições adversas.

Dentro desse padrão geral, *Mugil curema* se destaca como um exemplo quantitativo da resposta da assembleia à seca prolongada. No presente estudo, essa espécie apresentou a maior abundância entre as espécies amostradas, representando cerca de 60% da biomassa total das espécies marinhas-migrantes durante esse período. A utilização do estuário como área de berçário, aliada ao rápido crescimento nos estágios iniciais de vida (Santana *et al.*, 2018; Rangely *et al.*, 2023), pode explicar esse resultado, corroborando observações anteriores de juvenis com peso superior ao esperado durante secas prolongadas (Nascimento, 2024). Além da relevância socioeconômica, sendo um dos principais recursos da pesca artesanal estuarina (Basílio; Garcez, 2008; Sousa *et al.*, 2022; Botero *et al.*, 2023; Garcez *et al.*, 2025), *M. curema* também possui elevada importância ecológica (Bowen, 1983), representando mais de 80% da guilda dos detritívoros. Nesse sentido, um estudo conduzido em um sistema lótico da Venezuela indicou que peixes detritívoros podem exercer influência desproporcional sobre processos ecossistêmicos, como o fluxo e a retenção de matéria orgânica, mesmo em comunidades com alta diversidade específica (Taylor; Flecker; Hall, 2006). Embora tais efeitos não tenham sido avaliados diretamente neste estudo, a elevada biomassa de *M. curema* durante a seca prolongada sugere que sua contribuição funcional para a dinâmica da matéria orgânica no estuário não deve ser negligenciada, especialmente em períodos de redução da conectividade hidrológica.

Os peixes detritívoros foram dominantes na assembleia de peixes em pelo menos 190 estuários ao longo da costa sul-africana, refletindo a própria natureza desses ambientes, nos quais os detritos constituem importante fonte de alimento para os peixes que utilizam os estuários (Harrison; Whitfield, 2012). O aumento da abundância das guildas de onívoros e detritívoros também esteve relacionado a valores mais altos de salinidade (Possamai *et al.*, 2018). Os peixes detritívoros são importantes elos para o fluxo de energia dos ecossistemas e

a reciclagem de nutrientes ao transformarem detritos em biomassa disponível para níveis tróficos superiores (Bowen, 1983). Em períodos de seca, no qual a vazão do rio pode ser muito baixa, os peixes se destacam como vetores importantes da conectividade trófica com ecossistemas próximos (Howe; Simenstad, 2015). Nesse sentido, maiores valores de biomassa da guilda trófica dos detritívoros durante o período de seca prolongada sugerem um aumento potencial na reciclagem de nutrientes, uma vez que esses organismos atuam como importantes mediadores do fluxo de matéria orgânica nos estuários (McIntyre *et al.*, 2007). Os onívoros e zoobentívoros também apresentaram aumento de biomassa durante a seca prolongada. O primeiro grupo possui hábitos oportunistas, possuindo maior plasticidade alimentar e refletindo também a variedade de recursos disponíveis nos estuários (Elliott *et al.*, 2007; Whitfield *et al.*, 2024). No segundo caso, a disponibilidade de presas bentônicas no estuário (Day Jr. *et al.*, 2013), possivelmente beneficiadas pelas condições salinas, reflete a maior presença de indivíduos dessa guilda. A abundância relativa dos zoobentívoros foi semelhante em todos os períodos, corroborando com as observações de Blaber (2000) dada a ocorrência das espécies em todos os tipos de substrato.

Durante a seca prolongada o estuário do rio Curu potencializou a função de berçário, dada a maior densidade de juvenis encontrada. Contudo, eventos de hipersalinidade causados por secas constantes no Nordeste brasileiro (Soares *et al.*, 2021; Valentim *et al.*, 2018), podem afetar de forma significativa a sobrevivência de peixes em seus estágios iniciais de desenvolvimento (Getz; Eckert, 2023). No estuário do rio Pirangi, o ictioplâncton (ovos e larvas de peixe) apresentou menor densidade e diversidade devido à seca, sugerindo a perda da função de berçário em ambientes sob condições extremas de salinidade (Arruda Júnior *et al.*, 2023). Estudos que mencionam efeitos prejudiciais à biota causados pela hipersalinidade apresentam um intervalo de 38 a mais de 60 de salinidade (Arruda Júnior *et al.*, 2023; Getz; Eckert, 2023; Barroso *et al.*, 2018; Rosa *et al.*, 2016), enquanto o estuário do rio Curu atingiu pico de 38 durante a seca prolongada no trecho amostrado (Gurgel-Lourenço *et al.*, 2023). Esses estudos mencionam principalmente o estágio de ictioplâncton, cuja menor tolerância às variações e elevações de salinidade pode estar associada à imaturidade do sistema osmorregulatório, à elevada permeabilidade corporal e às limitações energéticas típicas das fases iniciais de desenvolvimento (Varsamos; Nebel; Charmantier, 2005; Bodinier *et al.*, 2010). Em contraste, os juvenis apresentam mecanismos fisiológicos mais desenvolvidos, permitindo maior capacidade de ajuste osmótico frente a variações de salinidade (Varsamos; Nebel; Charmantier, 2005; Bodinier *et al.*, 2010). Nesse contexto, condições de salinidade mais elevadas, associadas à intrusão de água marinha, podem inclusive favorecer a ocorrência

e o aumento da abundância de juvenis marinhos em estuários, conforme observado no estuário do Gironde, onde o aumento da salinidade e da temperatura da água esteve relacionado ao incremento na densidade de juvenis de diversas espécies marinhas (Pasquaud *et al.*, 2012). No entanto, é certo que poucas espécies toleram salinidades acima de 70 (Tweedley *et al.*, 2019). Duas questões se destacam: (1) a salinidade encontrada na área do atual estudo pode representar um limiar dos efeitos negativos aos peixes em estágio iniciais de vida, e (2) os pontos amostrais do presente estudo não englobam a parte superior do estuário, que ocasionalmente atingiram salinidades mais elevadas durante a seca prolongada entre os anos de 2014 e 2015 (Gurgel-Lourenço *et al.*, 2023). Essas questões são pertinentes, pois não se trata apenas da ocorrência de uma seca prolongada, mas também de sua intensidade, duração e do momento em que a amostragem foi realizada. A seca que afetou o semiárido brasileiro entre 2010 e 2016 foi a mais intensa desde a década de 1960 (Marengo *et al.*, 2018), e as amostragens deste estudo foram realizadas ao final desse período, refletindo os efeitos acumulados de vários anos de estresse climático.

O impacto sobre estágios iniciais de vida dos peixes pode ter influência sobre os estoques pesqueiros (Butler *et al.*, 2003; Song *et al.*, 2019). Um baixo número de juvenis de tainha em um estuário no sul do Brasil impactam fortemente a pesca artesanal de tainhas adultas na região (Garcia; Vieira; Winemiller, 2003). Diversos estudos demonstram que pequenas variações nas taxas de crescimento e mortalidade de estágios iniciais de vida dos peixes podem afetar intensamente o recrutamento (Peterson *et al.*, 1999). No Golfo da Biscaia, na França, foi encontrada uma correlação positiva entre a abundância de peixes juvenis e o recrutamento de peixes adultos após o período de crescimento no estuário (Hermant *et al.*, 2010). Os resultados apresentam, portanto, relevância econômica, uma vez que a maioria das espécies marinhas juvenis registradas neste estudo é explorada comercialmente (Botero *et al.*, 2023; Basílio; Garcez, 2008; Sousa *et al.*, 2022), e a produção estuarina desses indivíduos pode influenciar a dinâmica das populações adultas em áreas costeiras (Dolbeth *et al.*, 2008; Vasconcelos *et al.*, 2008).

Cada estuário pode responder aos efeitos das mudanças de forma específica, considerando os efeitos sinérgicos das modificações, dos impactos ambientais, e a gestão da bacia hidrográfica. Estuários com maior heterogeneidade de habitats e com maior influência fluvial foram mais sensíveis a eventos de seca prolongada, enquanto estuários menores apresentaram respostas compensatórias, embora apenas para poucas espécies (Dolbeth *et al.*, 2010). Dessa forma, embora os resultados apresentem as tendências de biomassa de peixes marinhos-migrantes para os períodos de seca prolongada e de precipitação regular, urge a

necessidade de estudar séries temporais mais longas, considerando as diferenças espaciais no estuário e avaliando o papel das variáveis ambientais na composição dessa guilda. Além disso, a compreensão dos efeitos reais das alterações associadas a períodos de seca extrema sobre os serviços ecossistêmicos de regulação e provisão depende da disponibilidade de dados de acompanhamento de coortes e de desembarques pesqueiros.

Como mostrado, o efeito da seca prolongada parece ter sido benéfico para os serviços ecossistêmicos aqui analisados, favorecendo a ocorrência de espécies de peixes que utilizam o estuário como áreas de berçário, e que são importantes como recursos para as comunidades tradicionais e para a pesca artesanal regional. Essa dinâmica pode ser positiva em períodos plurianuais sob o regime climático do semiárido, sobretudo no Ceará, onde a redução do fluxo fluvial e a irregularidade das chuvas já configuram estuários com forte influência marinha, naturalmente ocupados por um elevado número de espécies marinho-migrantes (Soares *et al.*, 2021). Entretanto, deve-se considerar que o agravamento das mudanças climáticas, com a intensificação de eventos extremos (Marengo; Bernasconi, 2015) e a redução ainda maior do fluxo fluvial prevista, pode levar esses sistemas a um limiar de salinidade além do qual os efeitos positivos observados deixam de ocorrer. Nessa condição, a perda de espécies menos tolerantes à salinidade pode levar à simplificação funcional da assembleia de peixes, comprometendo serviços ecossistêmicos como a ciclagem de nutrientes, a conectividade trófica e o uso do estuário como área de berçário.

6 CONCLUSÃO

A seca prolongada exerce forte influência sobre a abundância, a composição e a estrutura funcional das assembleias de peixes marinhos-migrantes no estuário do rio Curu, na costa semiárida do Brasil. Em contraste ao esperado para eventos climáticos extremos, os períodos de seca prolongada estão associados ao aumento expressivo da biomassa dessa guilda, especialmente de espécies de importância ecológica e pesqueira, indicando uma resposta positiva da assembleia às condições ambientais observadas.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O padrão observado sugere um fortalecimento dos serviços ecossistêmicos de regulação, relacionados à ciclagem e reciclagem de nutrientes, bem como dos serviços de provisão, associados à maior disponibilidade de recursos exploráveis pela pesca artesanal. Os resultados indicam que, sob o regime climático atual do semiárido cearense, caracterizado por redução do fluxo fluvial e irregularidade das chuvas, a “marinização” dos estuários pode favorecer a ocorrência de espécies marinhas-migrantes e potencializar, ao menos temporariamente, os serviços ecossistêmicos fornecidos por essas espécies. Por fim, os resultados reforçam a importância de abordagens de longo prazo e de uma gestão integrada das bacias hidrográficas e zonas costeiras, considerando as particularidades dos estuários do semiárido brasileiro. O monitoramento contínuo das assembleias de peixes com amostragens padronizadas e dos serviços ecossistêmicos associados a partir do acompanhamento de coortes e dados de desembarques é essencial para compreender os limites de resiliência desses sistemas frente às mudanças climáticas e para subsidiar estratégias de conservação e manejo sustentável.

REFERÊNCIAS

- ABELL, R.; THIEME, M. L.; REVENGA, C.; BRYER, M.; KOTTELAT, M.; BOGUTSKAYA, N.; COAD, B.; MANDRAK, N.; BALDERAS, S. C.; BUSSING, W.; STIASSNY, M. L. J.; SKELTON, P.; ALLEN, G. R.; UNMACK, P.; NASEKA, A.; NG, R.; SINDORF, N.; ROBERTSON, J.; ARMIJO, E.; HIGGINS, J. V.; HEIBEL, T. J.; WIKRAMANAYAKE, E.; OLSON, D.; LÓPEZ, H. L.; REIS, R. E.; LUNDBERG, J. G.; PÉREZ, M. H. S.; PETRY, P. Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. **BioScience**, v. 58, n. 5, p. 403-414, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1641/B580507>. Acesso em: 15 jul. 2025.
- ALBUQUERQUE, F. C.; BENDER, M. G.; LONGO, G. G. The potential of estuarine fishes in supplying micronutrients to coastal and traditional populations in Northeast Brazil, **Perspectives in Ecology and Conservation**, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2025.10.001>. Acesso em: 03 nov. 2025.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>. Acesso em: 29 jul. 2025.
- ANDRADE-LIMA, D. The caatingas dominium. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 4, n. 2, p. 149–163, 1981.
- ARRUDA-JÚNIOR, J. P. V. A.; MOTA, E. M. T.; CAMPOS, C. C.; COSTA, A. C. P.; SOARES, M. O.; GARCIA, T. M.; Analysis of a hypersaline drought-prone estuary reveals low density and diversity of fish eggs and larvae. **Marine Pollution Bulletin**, v. 187, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114503>. Acesso em: 27 dez. 2025.
- ASHLEY, M.; MURILLAS, A.; MUENCH, A.; MARTA-PEDROSO, C.; RODWELL, L.; REES, S.; RENDLE, E.; BASIC, T.; COPP, G. H.; DÍAZ, E.; NACHÓN, D. J.; LAMBERT, P.; LASSALLE, G. An evidence base of ecosystems services provided by diadromous fish in the European Atlantic Area. **Ecosystem Services**, v. 64, dezembro 2023. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2212041623000529>. Acesso em: 10 jul. 2025.
- AVIGLIANO, E.; IBÁÑEZ, A.; FABRÉ, N.; FORTUNATO, R. C.; MÉNDEZ, A.; PISONERO, J.; VOLPEDO, A. V. Unravelling the complex habitat use of the white mullet, *Mugil curema*, in several coastal environments from Neotropical Pacific and Atlantic waters. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 31, p. 789–801, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/aqc.3486>. Acesso em: 10 jan. 2026.
- BADÚ M. L., L. C. S. S.; PESSANHA, A. L. M. Environmental influences on the ichthyoplankton in hypersaline estuaries located in a Semiarid Northeastern Brazilian coast. **Neotropical Ichthyology**, v. 20, n. 1, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0081>. Acesso em: 16 dez. 2025.
- BARBIER, E. B.; HACKER, S. D.; KENNEDY, C.; KOCH, E. W.; STIER, A. C.; SILLIMAN, B. R. The value of estuarine and coastal ecosystem services. **Ecological**

Monographs, v. 81, n. 2, p. 169–193, 2011. Disponível em:
<http://dx.doi.org/10.1890/10-1510.1>. Acesso em: 10 jul. 2025.

BARROSO, C. X.; RABAY, S. G.; MEIRELLES, C. A. O.; MATTHEWS-CASCON, H. Mollusks from two estuarine areas in Ceará State, northeastern Brazil, with new state records for four species. **Check List**, v. 9, n.3, p. 504-509, 2013. Disponível em:
<https://doi.org/10.15560/9.3.504>. Acesso em: 18 dez. 2025.

BARROSO, H. S.; TAVARES, T. C. L.; SOARES, M. O.; GARCIA, T. M.; ROZENDO, B.; VIEIRA, S. C.; VIANA, P. B.; PONTES, T. M.; FERREIRA, T. J. T.; FILHO, J. P.; SCHETTINI, C. A.; SANTAELLA, S. T. Intra-annual variability of phytoplankton biomass and nutrients in a tropical estuary during a severe drought. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 2013, p. 283-293, 2018. Disponível em:
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.08.023>. Acesso em: 27 dez. 2025.

BASILIO, T. H.; GARCEZ, D. S. A pesca artesanal no estuário do rio Curu, Ceará - Brasil: saber local e implicações para o manejo. **Acta of Fisheries and Aquatic Resources**, Sergipe, v. 2, n.1. p.42-58, 2014. Disponível em: <http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/59133>. Acesso em: 10 jul. 2025

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.; WEINSTEIN, M. P. The Identification, Conservation, and Management of Estuarine and Marine Nurseries for Fish and Invertebrates. **BioScience**, v. 51, n. 8, p. 633–641, 2001. Disponível em:
[https://doi.org/10.1641/00063568\(2001\)051\[0633:ticamo\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1641/00063568(2001)051[0633:ticamo]2.0.co;2). Acesso em: 18 dez. 2025.

BOWEN, S. H. Detritivory in neotropical fish communities. **Environmental Biology of Fishes**, v. 9, p. 137–144, 1983. Disponível em:
<https://link.springer.com/article/10.1007/BF00690858>. Acesso em: 28 dez. 2025.

BODINIER, C.; SUCRÉ, E.; LECURIEUX-BELFOND, L.; BLONDEAU-BIDET, E.; CHARMANTIER, G. Ontogeny of osmoregulation and salinity tolerance in the gilthead sea bream *Sparus aurata*. **Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology**, v. 157, n.3, 2010. Disponível em:
<https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2010.06.185>. Acesso em: 12 jan. 2026.

BUTLER, J. L.; JACOBSON, L. D.; BARNES, J. T.; MOSER, H. G. Biology and population dynamics of cowcod (*Sebastes levis*) in the southern California Bight. **Fishery Bulletin**, v. 101, n. 2, 2003. Disponível em:
link.gale.com/apps/doc/A102341369/AONE?u=anon~df2e1f8b&sid=googleScholar&xid=30a97983. Acesso em: 12 jan. 2026.

BLABER, S. J. M. 2000. **Tropical Estuarine Fishes: Ecology, Exploitation and Conservation**. Blackwell, Oxford, 2000. Disponível em: 10.1002/9780470694985. Acesso em: 10 jan. 2026.

LOIOLA, C. L.; SIQUEIRA, W. L. X.; SILVA, M. C.; BOTERO, J. I. S.; GARCEZ, D. S. Conhecimento local das marisqueiras de Paracuru (Estado do Ceará, Brasil) e importância dos recursos pesqueiros estuarinos para a segurança alimentar comunitária. In: MARTINS, I. S. et

al. **Agora vão saber que a gente existe: Contribuições teórico-metodológicas para o reconhecimento de mulheres marisqueiras e pescadoras dos municípios de Paracuru**. 1. ed. Paracuru: Taipa Editorial, 2024. Cap 3, p. 10-33. Disponível em: https://drive.google.com/file/d/1OdeoXKJwlSRKZihHw_B-rYvuuXxg20-l/view. Acesso em: 07 jan. 2026.

COLLINS, M. J. River flood seasonality in the Northeast United States: Characterization and trends. **Hydrol. Process**, v. 33, 687–698, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/hyp.13355>. Acesso em: 10 jul. 2025.

COSTA, M. D. P.; MUELBERT, J. H.; VIEIRA, J. P.; CASTELLO, J. P. Dealing with temporal variation and different life stages of whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Actinopterygii, Sciaenidae) in species distribution modeling to improve essential estuarine fish habitat identification. **Hydrobiologia**, v. 762, p. 195–208, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2348-4>. Acesso em: 25 dez. 2025.

COWLEY, P. D.; WHITFIELD, A. K. Biomass and production estimates of a fish community in a small South African estuary. *Journal of Fish Biology*, v. 61, p. 74-89, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2002.tb01763.x>. Acesso em: 30 nov. 2025.

CHELLAPPA, S.; BUENO, M. X. R.; CHELLAPPA, T.; CHELLAPPA, N. T.; ALMEIDA, V. M. F. Reproductive seasonality of the fish fauna and limnoecology of semi-arid Brazilian reservoirs. **Limnologia**, v. 39, n. 4, p. 325-329, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.limno.2009.06.003>. Acesso em: 10 jul. 2025

DAERA - Department of Agriculture, Environment and Rural Affairs 2020. Fish Estuary-Association Scores (FEAS). Departmental Archive for Marine Species and Habitats Data (DASSH). Disponível em: <https://doi.org/10.17031/1678>. Acesso em 10 jul. 2025.

DAHLGREN, C. P.; KELLISON, G. T.; ADAMS, A. J.; GILLANDERS, B. M.; KENDALL, KENDALL, M. S.; LAYMAN, C. A.; LEY, J. A.; NAGELKERKEN, I.; SERAFY, J. E. Marine nurseries and effective juvenile habitats: concepts and applications. **Marine Ecology Progress Series**, v. 312, p. 291–295, 2006. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.3354/meps312291>. Acesso em: 10 jul. 2025.

DAY, J. W.; YÁÑEZ-ARANCIBIA, A.; KEMP, W. M.; CRUMP, B. C. **Introduction to estuarine ecology**. In: DAY, J. W.; YÁÑEZ-ARANCIBIA, A.; KEMP, W. M.; CRUMP, B. C. (Ed.). *Estuarine ecology*. New York: Wiley, 2013. p. 1–18. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/9781118412787.ch1>. Acesso em: 28 dez. 2025.

DEEGAN, L. A. Nutrient and Energy Transport between Estuaries and Coastal Marine Ecosystems by Fish Migration. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 50, n. 1, 1993. Disponível em: <https://doi.org/10.1139/f93-009>. Acesso em: 21 dez. 2025.

DOLBETH, M.; MARTINHO, F.; FREITAS, V.; COSTA-DIAS, S.; CAMPOS, J.; PARDAL, M. A. Multi-year comparisons of fish recruitment, growth and production in two drought-affected Iberian estuaries. *Marine and Freshwater Research*, v. 61, p. 1399-1415, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1071/MF10002>. Acesso em: 31 dez. 2025.

DOLBETH, M.; MARTINHO, F.; VIEGAS, I.; CABRAL, H.; PARDAL, M. A. Estuarine production of resident and nursery fish species: Conditioning by drought events? **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 78, n. 1, p. 51-60, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.11.021>. Acesso em: 31 dez. 2025.

ELLIOTT, M.; WHITFIELD, A. K.; POTTER, I. C.; BLABER, S. J. M.; CYRUS, D. P.; NORDLIE, F. G.; HARRISON, T. D. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: A global review. **Fish and Fisheries**, v. 8, n. 3, p. 241–268, 2007. Disponível em: DOI: 10.1111/j.1467-2679.2007.00253. Acesso em: 10 jul. 2025.

ELLIOT, M.; WHITFIELD, A. K. Science and management achieving connectivity, coherence and equivalence to ensure the health of estuarine fish communities. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 314, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2025.109133>. Acesso em: 10 jul. 2025.

FERRAZ, R. P. D.; PRADO, R. B.; PARRON, L. M.; CAMPANHA, M. M. Marco referencial em serviços ecossistêmicos. Brasília, DF: **Embrapa**, 2019.

FROESE, R.; PAULY, D. FishBase. World Wide Web electronic publication, 2024. Disponível em: <www.fishbase.org>, versão (06/2024). Acesso em: 10 jul. 2025.

GARCEZ, D. S.; LOIOLA, S. C.; SIQUEIRA, W. L. X.; SILVA, M. C.; FREITAS, Y. V.; PINTO, L. M.; GURGEL-LOURENÇO, R. C.; BOTERO, T. S.; BOTERO, J. I. S. **Do Estuário para a Mesa: consumo responsável de pescado**. Fortaleza, CE: Expressão Gráfica e Editora, 2025. Disponível em: <https://drive.google.com/drive/folders/16sWMWYSchHJwtnXjQ8izkidFpHjGvku5v>. Acesso em: 09 jan. 2025.

GARCIA, A. M.; VIEIRA, J. P.; WINEMILLER, K. O. Effects of 1997–1998 El Niño on the dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon Estuary (Brazil). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 57, n. 3, p. 489-500, 2003. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0272-7714\(02\)00382-7](https://doi.org/10.1016/S0272-7714(02)00382-7). Acesso em: 31 dez. 2025.

GENDE, S. M.; EDWARDS, R. T.; WILLSON, M. F.; WIPFLI, M. S. Pacific salmon in aquatic and terrestrial ecosystems. **Bioscience**, v. 52, n. 10, p. 917–928, 2002. Disponível em: [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0917:PSIAAT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0917:PSIAAT]2.0.CO;2). Acesso em: 12 jul. 2025

GETZ, E.; ECKERT, C. Effects of Salinity on Species Richness and Community Composition in a Hypersaline Estuary. **Estuaries and Coasts**, v. 46, p. 2175-2189, 2023. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s12237-022-01117-2#Sec14>. Acesso em: 31 dez. 2025.

GILLANDERS, B. M.; ABLE, K. W.; BROWN, J. A.; EGGLESTON, D. B.; SHERIDAN, P. F. Evidence of connectivity between juvenile and adult habitats for mobile marine fauna: an important component of nurseries. **Marine Ecology Progress Series**, v. 247, p. 281 - 295, 2003. Disponível em: <https://doi.org/10.3354/meps247281>. Acesso em: 30 nov. 2025.

GORAYEB, A.; SOUZA, M.J.N.; FIGUEIRÊDO, M.C.B.; ARAÚJO, L.F.P.; ROSA, M.F.; SILVA, E.V. Aspectos geoambientais, condições de uso e ocupação do solo e níveis de

desmatamento da bacia hidrográfica do rio Curu, Ceará - Brasil. **Geografia (Londrina)**, [S. l.], v. 14, n. 2, p. 85–106, 2010. DOI: 10.5433/2447-1747.2005v14n2p85. Disponível em: <https://ojs.uel.br/revistas/uel/index.php/geografia/article/view/6688>. Acesso em: 23 jul. 2025.

GURGEL-LOURENÇO, R. C.; RODRIGUES-FILHO, C. A. S.; PINTO, L. M.; SÁNCHEZ-BOTERO, I. J.; Prolonged drought influences the taxonomic and functional structure of fish assemblages in estuaries along the Brazilian semiarid coast. **Hydrobiologia**, v. 850, n. 20, p. 1–24, 2022. Disponível em: DOI: 10.1007/s10750-022-05059-5. Acesso em: 10 ago. 2025.

GURGEL-LOURENÇO, R. C.; RODRIGUES-FILHO, C. A. S.; PINTO, L. M.; GARCEZ, D. S.; SÁNCHEZ-BOTERO, I. J.; Spatial and seasonal drivers of fish fauna in estuaries from the Brazilian semiarid coast: Taxonomic and functional perspectives. **Regional Studies in Marine Science**, v. 93, 2026. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2025.104706>. Acesso em: 21 dez. 2025.

GURGEL-LOURENÇO, R. C.; MEDEIROS, L.S.; PINTO, L. M.; SOUSA, W. A.; PEREIRA, F. B.; RAMOS, T. P. A.; LIMA, S. M. Q.; SÁNCHEZ-BOTERO, I. J. Fish fauna from the estuaries o Ceará state, Brazil: a checklist in support o conservation o the Brazilian semiarid coast. **Check List**, v.19, n.1, p. 63–90, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.15560/19.1.63>. Acesso em: 10 dez. 2025.

HAIMOVICI, M.; CARDOSO, L. G. Long-term changes in the fisheries in the Patos Lagoon estuary and adjacent coastal waters in Southern Brazil, **Marine Biology Research**, v. 13, n. 1, p. 135-150, 2017. Disponível em: DOI: 10.1080/17451000.2016.1228978. Acesso em: 18 dez. 2025.

HARRISON, T.D.; WHITFIELD, A. K. Global biogeography of estuary-associated fishes. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 102, n. 1-2, p. 113–131, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/S0025315422000285>. Acesso em: 12 jul. 2025.

HARRISON, T.D.; WHITFIELD, A. K. A global functional analysis of fish-estuary associations and selected environmental factors. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 34, p. 805–825, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11160-024-09839-1>. Acesso em: 12 jul. 2025.

HARRISON, T.D.; WHITFIELD, A. K. A global assessment of sh estuary associations: A numerical approach to assessing estuary-associated fish functional guilds. **Fish and Fisheries**, v.22, p. 874–898, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/faf.12558>. Acesso em: 18 dez. 2025.

HARRISON, T.D.; WHITFIELD, A. K. Fish trophic structure in estuaries, with particular emphasis on estuarine typology and zoogeography. **Journal of Fish Biology**, v. 81, p. 2005–2029, 2012. Disponível em: doi:10.1111/j.1095-8649.2012.03458.x. Acesso em: 28 dez. 2025.

HECK, K. L.; HAYS, G.; ORTH, R. J. Critical evaluation of the nursery role hypothesis for seagrass meadows. **Marine Ecology Progress Series**, v. 253, p. 123–136, 2003. Disponível em: <https://doi.org/10.3354/meps253123>. Acesso em: 14 out. 2025.

- HENRY, R., 1999. Ecologia de Reservatórios: Estrutura, função e aspectos sociais. **FAPESP**, Botucatu, SP. Disponível em: <https://pt.scribd.com/document/514475836/Ecologia-de-Reservatorios-Estrutura-Funcao-e-Aspectos-Sociais>. Acesso em: 15 set. 2025
- HERMANT, M.; LOBRY, J.; BONHOMMEAU, S.; POILARD, J. C.; PAPE, O. L. Impact of warming on abundance and occurrence of flatfish populations in the Bay of Biscay (France). **Journal of Sea Research**, v. 64, n. 1-2, p. 45-53, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.seares.2009.07.001>. Acesso em: 13 nov. 2025.
- HICKS, C. C.; COHEN, P. J.; GRAHAM, N. A. J.; NASH, K. L.; ALLISON, E. H.; D'LIMA, C.; MILLS, D. J.; ROSCHER, M.; THILTED, S. H.; THORNE-LYMAN, A. L.; MACNEIL, A. Harnessing global fisheries to tackle micronutrient deficiencies. **Nature**, v. 574, p. 95-98, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1592-6>. Acesso em: 04 dez. 2025.
- HOUDE, E. D.; RUTHERFORD, E. S. Recent trends in estuarine fisheries: Predictions of fish production and yield. **Estuaries and Coasts**, v. 16, p. 161-176, 1993. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.2307/1352488>. Acesso em: 02 dez. 2025.
- HOLMLUND, C. M.; HAMMER, M. Ecosystem services generated by fish populations. **Ecological Economics**, v. 29, n. 2, p. 253-268, 1999. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00015-4](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00015-4). Acesso em: 02 mai. 2025.
- HOWE, E. R.; SIMENSTAD, C. A. Using stable isotopes to discern mechanisms of connectivity in estuarine detritus-based food webs. **Marine Ecology Progress Series**, v. 518, p. 13-29, 2015. Disponível em: doi: 10.3354/meps11066. Acesso em: 31 dez. 2025.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Demográfico 2022. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/trabalho/22827-censo-demografico-2022.html> Acesso em 27 jul. 2025.
- JACKSON, J. B. C *et al.* Historical Overfishing and the Recent Collapse of Coastal Ecosystems. **Science**, v. 293, p. 629 - 637, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.1059199>. Acesso em: 21 dez. 2025.
- KENNISH, M. J. Environmental threats and environmental future of estuaries. **Environmental Conservation**, v. 29, n. 1, p. 78-107, 2002. Disponível em: DOI:10.1017/S0376892902000061. Acesso em: 18 dez. 2025.
- KRISPYN, K. N.; LONERAGAN, N. R.; WHITFIELD, A. K.; TWEEDLEY, J. R. Salted mullet: protracted occurrence of *Mugil cephalus* under extreme hypersaline conditions. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 261, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107533>. Acesso em: 10 jan. 2026.
- LANDIM NETO, et al. Diagnóstico ambiental e zoneamento funcional do estuário do rio Curu: Subsídios para a gestão local e regional. **Geoaraguaia**, [s. I.], v. 3, n. 1, p. 97-113, 2013. Disponível em:

<https://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/geo/article/view/4828>. Acesso em 27 jul. 2025.

LEAL-FILHO, W.; NAGY, G. J.; MARTINHO, F.; SAROAR, M.; ERACHE, M. G.; PRIMO, A. L.; PARDAL, M. A.; LI, C. Influences of Climate Change and Variability on Estuarine Ecosystems: An Impact Study in Selected European, South American and Asian Countries. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 19, n. 1, 2022. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.3390/ijerph19010585>. Acesso em: 18 dez. 2025.

LIMA, D. P. C.; PESSANHA, A. L. M.; AZEVEDO, R.; ALMEIDA, A.; CORREIA, A. T. Otolith shape and chemistry as tools for investigating the population connectivity of the white mullet (*Mugil curema*) on the of Atlantic north-eastern Brazilian coast. **Regional Studies in Marine Science**, v. 90, n. 15, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2025.104468>. Acesso em: 31 out. 2025.

LIMA, S. M. Q.; RAMOS, T. P. A.; DA SILVA, M. J.; DE SOUZA ROSA, R. Diversity, distribution, and conservation of the Caatinga fishes: advances and challenges. **Caatinga**, p. 97-131, 2017. Disponível em: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-68339-3_4. Acesso em: 15 jul. 2025.

LIMBURG, K. E.; WALDMAN, J. R. Dramatic declines in north Atlantic diadromous fishes. **Bioscience**, v. 59, n. 11, p. 955–965, 2009. Disponível em: doi: 10.1525/bio.2009.59.11.7. Acesso em: 12 jul. 2025

LOIOLA, C. L.; SIQUEIRA, W. L. X.; SILVA, M. C.; BOTERO, J. I. S.; GARCEZ, D. S. Conhecimento local das marisqueiras de Paracuru (Estado do Ceará, Brasil) e importância dos recursos pesqueiros estuarinos para a segurança alimentar comunitária. In: MARTINS, I. S. et al. **Agora vão saber que a gente existe: Contribuições teórico-metodológicas para o reconhecimento de mulheres marisqueiras e pescadoras dos municípios de Paracuru**. 1. ed. Paracuru: Taipa Editorial, 2024. Cap 3, p. 10-33. Disponível em: https://drive.google.com/file/d/1OdeoXKJwlSRKZihHw_B-rYvuuXxg20-l/view. Acesso em: 07 jan. 2026.

LUCENA-FRÉDOU, F.; EDUARDO, L. N.; LIRA, A. S.; PELAGE, L.; PASSARONE, R.; FRÉDOU, T. (2021). Atividade pesqueira artesanal no nordeste do Brasil. In D. L. Viana, J. E. L. Oliveira, F. H. V. Hazin, & M. A. C. Souza (Orgs.). **Ciências do mar: dos oceanos do mundo ao nordeste do Brasil: bioecologia, pesca e aquicultura**. Olinda, PE: Via Design Publicações p. 374-405, 2021. Disponível em: <https://www.marinha.mil.br/secirm/sites/www.marinha.mil.br/secirm/files/publicacoes/ppgmar/CienciasdoMarVol2.pdf>. Acesso em: 07 jan. 2026.

MARENGO, J. A.; ALVES, L. M.; ALVALA, R. C. S.; CUNHA, A. P.; BRITO, S.; MORAES, O. L. L. Climatic characteristics of the 2010-2016 drought in the semiarid Northeast Brazil region. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 90, n. 2 suppl 1, p. 1973–1985, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/0001-3765201720170206>. Acesso em: 20 jul. 2025.

MEA, 2005. Ecossistemas e bem-estar humano: síntese da biodiversidade, Avaliação Ecossistêmica do Milênio, Washington, DC.

MEIRELES, A. J. A, *et al.* Impactos ambientais decorrentes das atividades da carcinicultura ao longo do litoral cearense, Nordeste do Brasil. **Mercator, Fortaleza**, v. 6, n. 12, p. 83-106, 2008. Disponível em: <<http://www.mercator.ufc.br/mercator/article/view/48>>. Acesso em 20 jul. 2025.

MOLISANI, M. M.; CRUZ, A. L. V.; MAIA, L. P. Estimativa da descarga fluvial para os estuários do estado do Ceará, Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 39, n. 1, p. 53–60, 2006. Disponível em: <https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/53938>. Acesso em: 25 nov. 2025.

MCINTYRE, P. B.; JONES, L. E.; FLECKER, A. S.; VANNI, M. J. Fish extinctions alter nutrient recycling in tropical freshwaters. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 104, n. 11, p. 4461–4466, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.0608148104>. Acesso em: 04 jan. 2026.

MPA, Ministério da Pesca e Aquicultura 2025. BOLETIM ESTATÍSTICO DA PESCA E AQUICULTURA 2023/2024. Boletim Anual – Estatística pesqueira e aquícola. Disponível em: [boletim_estatistico_2023-2024.pdf](#). Acesso em: 07 jan. 2026

NASCIMENTO, A. F. **Influência da seca prolongada na função berçario d estuários do estado do Ceará: Efeitos sobre as características populacionais de *Mugil curema* (Mugiliformes: mugilidae)**. 2024. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2024. Disponível em: <http://repositorio.ufc.br/handle/riufc/77106>. Acesso em: 20 dez. 2025.

NIELAND, J. L.; SHEEHAN, T. F.; SAUNDERS, R. Assessing demographic effects of dams on diadromous fish: A case study for Atlantic salmon in the Penobscot River, Maine. **ICES Journal of Marine Science**, v. 72, n.8 , p. 2423–2437, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv083>. Acesso em 15 jul. 2025.

OUELLET, V.; COLLINS, M. J.; KOCIK, J. F.; SAUNDERS, R.; SHEEHAN, T. F.; OGBURN, M. B. 2022. The diadromous watersheds-ocean continuum: managing diadromous fish as a community for ecosystem resilience. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 10, p. 1–29, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.1007599>. Acesso em 10 jul. 2025.

OLIVER, T. H.; HEARD, M. S.; ISAAC, N. J. B.; ROY, D. B.; PROCTER, D. EIGENBROD, F.; FRECKLETON, R.; ECTOR, A.; ORME, D. L.; PETCHEY, O. L.; PROENÇA, V.; RAFFAELLI, D.; SUTTLE, K. B.; MACE, G. M.; MARTÍN-LÓPEZ, B.; WOODCOCK, B. A.; BULLOCK, J. M. Biodiversity and Resilience of Ecosystem Functions. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 30, n. 11, p. 673-683. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2015.08.009>. Acesso em: 22 dez. 2025.

PASQUAUD, S.; BÉGUER, M.; LARSEN, M. H.; CHAALALI, A.; CABRAL, H.; LOBRY, J. Increase of marine juvenile fish abundances in the middle Gironde estuary related to warmer and more saline waters, due to global changes. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 104-105, p. 46-53, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.03.021>. Acesso em: 21 dez. 2025.

PAULY, D. Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries. **Trends in ecology & evolution**, v. 10, n. 10, p.430, 1995. Disponível em:

[https://doi.org/10.1016/s0169-5347\(00\)89171-5](https://doi.org/10.1016/s0169-5347(00)89171-5). Acesso em 15 jul. 2025.

PRANDLE, D.; LANE, A. Sensitivity of estuaries to sea level rise: vulnerability indices.

Estuarine, Coastal and Shelf Science, v. 160, p. 60–68, 2015. Disponível em:

<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.04.001>. Acesso em: 21 dez. 2025.

PELICICE, F. M.; AGOSTINHO, A. A.; AZEVEDO-SANTOS, V. M.; BESSA, A.; CASATTI, L.; GARRONE-NETO, D.; GOMES, L. C.; PAVANELLI, C. S.; PETRY, A. C.; POMPEU, P. S.; REIS, R. E.; ROQUE, D. O.; SABINO, J.; SOUSA, L. M.; VILELLA, F. S.; ZUANON, J. Ecosystem services generated by Neotropical freshwater fishes. **Hydrobiologia**, v. 850, p. 2903–2926, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04986-7>. Acesso em: 08 dez. 2025.

PETERSON, M. S.; COMYNS, B. H.; RAKOCINSKI, C. F.; FULLING, G. L. Does salinity affect somatic growth in early juvenile Atlantic croaker, *Micropogonias undulatus* (L.)?

Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, v. 239, n. 2, p. 199-207, 1999.

Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(98\)00173-7](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(98)00173-7). Acesso em: 20 dez. 2025.

POLIS, G. A.; ANDERSON, W. B.; HOLT, R.D. Toward an integration of landscape and food web ecology: the dynamics of spatially subsidized food webs. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 28, p. 289-316, 1997. Acesso em 15 jul. 2025.

POSSAMAI, B.; VIEIRA, J. P.; GRIMM, A. M.; GARCIA, A. M.; Temporal variability (1997-2015) of trophic fish guilds and its relationships with El Niño events in a subtropical estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 202, p. 145-154, 2018. Disponível em:

<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.12.019>. Acesso em: 28 dez. 2025.

POTTER, I. C.; TWEEDLEY, J. R.; ELLIOTT, M.; WHITFIELD, A. K. The ways in which fish use estuaries: A refinement and expansion of the guild approach. **Fish and Fisheries**, v. 16, n. 2, p. 230–239, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/faf.12050>. Acesso em: 18 dez. 2023.

PRODOCIMO, V.; FREIRE, C. A. Ionic regulation in aglomerular tropical estuarine pufferfishes submitted to sea water dilution. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 262, p. 243-253, 2001. Disponível em:

<https://doi.org/10.1080/10236240310001603765>. Acesso em 10 jan. 2026.

RANGELY, J.; BARROS, M. S. F.; ALBUQUERQUE-TENÓRIO, M.; MEDEIROS, R.; LADLE, R. J.; FABRÉ, N. N. Assessing interspecific variation in life-history traits of three sympatric tropical mullets using age, growth and otolith allometry. **Fisheries Research**, v. 160, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2022.106577>. Acesso em: 20 dez. 2025.

ROOT, R. B. The niche exploitation pattern of the blue-grey gnatcatcher. **Ecological Monographs**, v. 37, n. 4 p. 317–350, 1967. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/1942327>. Acesso em 15 jul. 2025.

ROSA, I. L.; ALBERTO, M. D.; RIBAS, W. M. M.; NEVES, M. H. C. B.; FERNANDES, L. D. A. Spatial variability in the ichthyoplankton structure of a subtropical hypersaline lagoon. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 64, n. 2, p. 149-156, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1679-87592016109406402>. Acesso em 31 dez. 2025.

R Core Team (2025). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

SALES, N. S.; DIAS, T. L. P.; BAETA, A.; PESSANHA, A. L. M. Dependence of juvenile reef fishes on semi-arid hypersaline estuary microhabitats as nurseries. **Journal of Fish Biology**, v. 89, n. 1, p. 661–679, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/jfb.13006>. Acesso em 16 dez. 2025.

SALES, N. S.; BAETA, A. S. B. V.; LIMA, L. G.; PESSANHA, A. L. M. Do the shallow-water habitats of a hypersaline tropical estuary act as nursery grounds for fishes? **Marine Ecology**, v. 39, n. 1, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/maec.12473>. Acesso em 16 dez. 2025.

SÁNCHEZ-BOTERO, Jorge Iván; LOURENÇO, Ronaldo César Gurgel; PINTO, Leonardo Mesquita (org.); LEITÃO, Rafael Pereira (colab.); UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ. Peixes estuarinos da costa semiárida do Brasil: guia ilustrado. Fortaleza: Expressão Gráfica e Editora, 2023. 184 p. ISBN 9786555567434. Acesso em: 31 out. 2025.

SANTANA, F. M.; MORIZE, E.; LABONNE, M.; LESSA, R.; CLAVIER, J. Conectividade entre a costa marítima e o estuário para a tainha-branca (*Mugil curema*) no nordeste do Brasil revelada pela razão Sr:Ca nos otólitos. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 215, p. 124-131, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.09.032>. Acesso em: 10 jan. 2026.

SANTANA, L. M. B. M.; LOTUFO, L. V. C.; ABESSA, D. M. S. A contaminação antrópica e seus efeitos em três estuários do litoral do Ceará, Nordeste do Brasil – revisão. **Arquivos de Ciências do Mar**, Fortaleza, v. 48, n. 2, p. 93-115, 2015. Disponível em: <http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/28660>. Acesso em 25 jul. 2025.

SILVA, F. M. S. Biologia, pesca e dinâmica da população de mullet blanc (*Mugil curema*, Valenciennes, 1836) de Pernambuco - Brésil. Tese de doutorado. Universidade da Bretanha Ocidental (2007) , p. 260. Disponível em: <https://theses.fr/2007BRES2049>. Acesso em: 16 out. 2025.

SOARES, M. O.; CAMPOS, C. C.; CARNEIRO, P. B. M.; BARROSO, H. S.; MARINS, R. V.; TEIXEIRA, C. E. P.; MENEZES, M. O. B.; PINHEIRO, L. S.; VIANA, M. B.; FEITOSA, C. V.; SÁNCHEZ-BOTERO, J. I.; BEZERRA, L. E. A.; ROCHA-BARREIRA, C. A.; MATTEWS-CASCON, H.; MATOS, F. O.; GARAYEB, A.; CAVALCANTE, M. S.; MORO, M. F.; ROSSI, S.; BELMONTE, G.; MELO, V. M. M.; ROSADO, A. S.; RAMIRES, G.; TAVARES, T. C. L.; GARCIA, T. M. Challenges and perspectives for the Brazilian semi-arid coast under global environmental changes. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 3, p. 267–278, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.06.001>. Acesso em: 21 dez 2025.

SOUSA, W. A.; GURGEL-LOURENÇO, R. C.; BOTERO, J. I. S.; GARCEZ, D. S.

Condicionantes ambientais e sua relação com a pesca artesanal nos estuários dos rios choró e curu (CE). In: GARCEZ, D. S.; BOTERO, J. I. S. (Ed.). **Conhecimento local e o manejo de recursos pesqueiros de uso comum: Experiências nos litorais do Maranhão, Ceará e Pernambuco**. Fortaleza: Imprensa Universitária, 2022. p. 85–115. Disponível em: <http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/66019>. Acesso em: 16 out. 2025.

SOGA, M.; GASTON, K. J. Shifting baseline syndrome: Causes, consequences, and implications. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 16, p. 222–230, 2018. Disponível em: doi: 10.1002/fee.1794. Acesso em 15 jul. 2025.

SONG, Y.; ZHANG, L.; LUO, X. Spatiotemporal distribution of fish eggs and larvae in the Huanghe (Yellow) River estuary, China in 2005–2016. **Journal of Oceanology and Limnology**, v. 37, p. 1625-1637, 2019. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00343-019-8167-0>. Acesso em: 12 jan. 2026.

SCANES, E.; SCANER, P. R.; ROSS, P. M. Climate change rapidly warms and acidifies Australian estuaries. **Nature Communications**, v. 11, 2020. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41467-020-15550-z>. Acesso em: Acesso em: 21 dez. 2025.

SCHETTINI, C. A. F.; VALLE-LEVINSON, A.; TRUCCOLO, E. C. Circulation and transport in short, low-inflow estuaries under anthropogenic stresses. *Regional Studies in Marine Science*, v. 10, p. 52–64, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2017.01.004>. Acesso em: 28 jul. 2025.

SLOTEDIJK, H.; BREHMER, P.; SADIO, O.; MULLER, H.; DORING, J.; EKAU, W. Composition and structure of the larval fish community related to environmental parameters in a tropical estuary impacted by climate change. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 197, p.10-26, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.08.003>. Acesso em 31 dez. 2025.

SPALDING, M. D.; FOX, H. E.; ALLEN, G. R.; DAVIDSON, N.; FERDAÑA, Z. A.; FINLAYSON, M.; HALPERN, B. S.; JORGE, M. A.; LABOMNA, A.; LOURIE, S. A.; MARTIN, K. D.; MCMANUS, E.; MOLNAR, J.; RECCHIA, C. A.; ROBERTSON, J. Marine Ecoregions of the World: A Bioregionalization of Coastal and Shelf Areas. *BioScience*, v. 57, n. 7, p. 573-583, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1641/B570707>. Acesso em 15 jul. 2025.

TAYLOR, B. W.; FLECKER, A. S.; HALL, R. O. Loss of a Harvested Fish Species Disrupts Carbon Flow in a Diverse Tropical River. **Science**, v. 313, n. 5788, p. 833-836, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.1128223>. Acesso em: 11 jan, 2026.

The Common International Classification of Ecosystem Services [CICES] (2022). Towards a Common Classification of Ecosystem Services. Common Int. Classif. Ecosyst. Serv. Eur. Environ. Agency. Available online at: <https://cices.eu/> (accessed January 3, 2022).

THRUSH, S. F.; TOWNSEND, M.; HEWITT, J. E.; DAVIES, K.; LOHRER, A. M.; LUNDQUIST, C.; CARTNER, K. The many uses and values of estuarine ecosystems. In: DYMOND, J. R. (Ed.). **Ecosystem services in New Zealand – conditions and trends**. Lincoln, New Zealand: Manaaki Whenua Press, p. 226-237, 2013. Disponível em: <https://www.landcareresearch.co.nz/assets/Publications/Ecosystem-services-in-New-Zealand/>

1_16_Thrush.pdf. Acesso em: 10 jul. 2025.

TRIBOT, A. S.; CARABEUX, Q.; DETER, J.; CLAVERIE, T.; VILLÉGER, S.; MOUQUET, N. Confronting species aesthetics with ecological functions in coral reef fish. **Scientific Reports**, v 8, n. 1, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-018-29637-7>. Acesso em: 17 jul. 2025.

TWEEDLEY, J. R.; DITTMAN, S. R.; WHITFIELD, A. K.; WITHERS, K.; HOEKSEMA, S. D.; POTTER, I. C. 2019. **Hypersalinity: global distribution, causes, and present and future effects on the biota of estuaries and lagoons**. In Wolanski, E., J. W. Day, M. Elliott & R. Ramachandran (eds), *Coasts and Estuaries – the future* Elsevier Inc., Amsterdam: 523–543.

VALDEZ, V. V.; LUNA, R. A.; GHERMANDI, A.; ROBLES, B. C. A.; NUNES, P. A. L. D. Effects of land use changes on the ecosystem service values of coastal wetlands. **Environmental Management**, v.54, p. 852-864, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00267-014-0332-9>. Acesso em: 31 out. 2025.

VALENTIM, S. S.; MENEZES, M. B.; TEIXEIRA, C. E. P. Seasonally Hypersaline Estuaries in Semiarid Climate Regions: an Example from the Northeast Brazil. **Journal of Coastal Research**, v. 85, p. 6–10, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.2112/si85-002.1>. Acesso em: 31 out. 2025.

VANNI, M. J.; FLECKER, A. S.; HOOD, J. M.; HEADWORTH, J. L. Stoichiometry of nutrient recycling by vertebrates in a tropical stream: linking species identity and ecosystem processes. **Ecology Letters**, v. 5, p. 285-293, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2002.00314.x>. Acesso em: 09 dez. 2025.

VARSAMOS, S.; NEBEL, C.; CHARMANTIER, G. Ontogeny of osmoregulation in postembryonic fish: a review. **Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology**, v. 141, n. 4, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cbpb.2005.01.013>. Acesso em: 12 jan. 2026.

VASCONCELLOS, M., DIEGUES, A. C.; KALIKOSKI, D. C. Coastal fisheries of Brazil. In: SALAS, S. R.; CHUENPAGDEE, A. C.; SEIJO, J.C. (Eds.). **Coastal fisheries of Latin America and the Caribbean**. Rome: FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, p. 73-116, 2011. Acesso em: 07 jan. 2026.

VASCONCELOS, R. P.; REIS-SANTOS, P.; TANNER, S.; MAIA, A.; LATKOCZY, C.; GUNTHER, D.; COSTA, M. J.; CABRAL, H. Evidence of estuarine nursery origin of five coastal fish species along the Portuguese coast through otolith elemental fingerprints. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 79, n. 2, p. 317-327, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.04.006>. Acesso em: 31 dez. 2025.

WALDMAN, J. R.; QUINN, T. P. North American diadromous fishes: Drivers of decline and potential for recovery in the Anthropocene. **Science Advances**, v. 8, n. 4, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/sciadv.abl5486>. Acesso em: 10 jul. 2025.

WIPFLI, M. S.; HUDSON, J. P.; CAOUETTE, J. P.; CHALONER, D. T. Marine subsidies in freshwater ecosystems: salmon carcasses increase the growth rates of stream

resident salmonids. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 132, n. 2, p. 371–381, 2003. Disponível em: [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(2003\)132%3C0371:MSIFES%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(2003)132%3C0371:MSIFES%3E2.0.CO;2). Acesso em: 12 jul. 2025.

WHITFIELD, A. K. Estuaries – How challenging are these constantly changing aquatic environments for associated fish species? **Environmental Biology of Fishes**, v. 104, p. 517–528, 2021. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10641-021-01085-9>. Acesso em: 12 jul. 2025.

WHITFIELD, A. K. Biomass and productivity of fishes in estuaries: a South African case study. **Journal of Fish Biology**, v. 89, n. 4, p. 1917–1930, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/jfb.13110>. Acesso em: 12 jul. 2025.

WHITFIELD, A. K.; BLABER, S. J. M.; ELLIOT, M.; HARRISON, T. D.; 2024. Trophic ecology of fishes in estuaries. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 34, p. 1371–1405, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11160024-09878-8>. Acesso em: 10 jan, 2026.

APÊNDICE A – Lista das espécies de peixes analisadas por este estudo.

| Ordem/Família/Espécie | 2014-2015 | 2021-2022 | 2023-2024 |
|----------------------------------|------------------|------------------|------------------|
| ELOPIFORMES | | | |
| Elopidae | | | |
| <i>Elops smithi</i> | - | - | 4,8 |
| CLUPEIFORMES | | | |
| Engraulidae | | | |
| <i>Anchoa hepsetus</i> | - | 0,1 | - |
| <i>Anchoa januaria</i> | - | 0,7 | - |
| <i>Anchovia clupeoides</i> | 0,6 | - | 1,8 |
| <i>Lycengraulis grossidens</i> | 18,6 | 3,7 | 11,3 |
| Dorosomatidae | | | |
| <i>Harengula clupeola</i> | - | 3,5 | - |
| <i>Lile piquitinga</i> | - | 250,6 | - |
| SILURIFORMES | | | |
| Ariidae | | | |
| <i>Cathorops spixii</i> | 60,1 | - | 14,3 |
| <i>Sciades parkeri</i> | - | - | 3,2 |
| GOBIIFORMES | | | |
| Gobiidae | | | |
| <i>Microdesmus longipinnis</i> | - | - | 1,0 |
| SYNGNATHIFORMES | | | |
| Syngnathidae | | | |
| <i>Bryx dunckeri</i> | 0,05 | - | - |
| CARANGIFORMES | | | |
| Centropomidae | | | |
| <i>Centropomus undecimalis</i> | 84,2 | 77,4 | 28,6 |
| Sphyraenidae | | | |
| <i>Sphyraena barracuda</i> | - | - | 6,9 |
| Paralichthyidae | | | |
| <i>Citharichthys arenaceus</i> | - | 4,7 | - |
| <i>Citharichthys spilopterus</i> | 17,7 | 17,2 | 29,7 |
| <i>Paralichthys brasiliensis</i> | 26,3 | 2,6 | 26,4 |
| Carangidae | | | |
| <i>Caranx latus</i> | 1,8 | - | 4,6 |
| <i>Oligoplites saurus</i> | 0,1 | - | - |
| BELONIFORMES | | | |
| Belonidae | | | |
| <i>Strongylura marina</i> | - | - | 3,2 |
| Hemiramphidae | | | |
| <i>Hyporhamphus unifasciatus</i> | 14 | 42,7 | 17,2 |

| Ordem/Família/Espécie | 2014-2015 | 2021-2022 | 2023-2024 |
|-----------------------------------|------------------|------------------|------------------|
| <i>Hyporhamphus sp.</i> | - | 1,5 | 2,2 |
| MUGILIFORMES | | | |
| Mugilidae | | | |
| <i>Mugil curema</i> | 4478,5 | 27,3 | 137,6 |
| <i>Mugil curvidens</i> | 321,3 | - | 14 |
| <i>Mugil liza</i> | - | - | 18 |
| <i>Mugil rubrioculus</i> | 578 | - | 24,3 |
| ACANTHURIFORMES | | | |
| Gerreidae | | | |
| <i>Diapterus auratus</i> | 82,4 | 7,5 | 45,2 |
| <i>Diapterus rhombeus</i> | 41,3 | - | 2,2 |
| <i>Eucinostomus argenteus</i> | 485,7 | 195,5 | 97,9 |
| <i>Eucinostomus gula</i> | 151,9 | 47,4 | 18,2 |
| <i>Eucinostomus melanopterus</i> | 98,7 | 57,9 | 23,6 |
| <i>Eucinostomus havana</i> | - | 19,3 | 2,0 |
| <i>Eucinostomus lefroyi</i> | - | 1,8 | 4,0 |
| <i>Eugerres brasilianus</i> | 347,4 | - | 78,6 |
| Sciaenidae | | | |
| <i>Menticirrhus cuiaranensis</i> | - | - | 25,8 |
| Haemulidae | | | |
| <i>Haemulopsis corvinaeformis</i> | 50,5 | - | 2 |
| Lutjanidae | | | |
| <i>Lutjanus alexandrei</i> | 22,2 | 50,2 | 17,6 |
| <i>Lutjanus analis</i> | 40,7 | 4,9 | - |
| <i>Lutjanus griseus</i> | - | - | 6,5 |
| <i>Lutjanus jocu</i> | 0,1 | - | - |
| Sparidae | | | |
| <i>Archosargus rhomboidalis</i> | 14,1 | - | 3,4 |
| TETRAODONTIFORMES | | | |
| Tetraodontidae | | | |
| <i>Sphoeroides greeleyi</i> | 1,2 | 96,5 | - |
| <i>Sphoeroides testudineus</i> | - | 8,8 | 12,3 |

APÊNDICE B - Análise SIMPER e Índice de Preferência Relativa (RPI).

| Espécies | média | dp | razão | 2014-2015 (A1) | 2021-2022 (A2) | soma acumulada | p | RPI | Preferência |
|-----------------------------------|--------------|-----------|--------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|--------------|--------------|--------------------|
| <i>Mugil curema</i> | 0,4336 | 0,1938 | 2,2377 | 497,6 | 3,419 | 0,488 | 0,001 | 0,99 | 2015 |
| <i>Sphoeroides testudineus</i> | 0,1227 | 0,1157 | 1,06 | 86,1 | 4,338 | 0,627 | 0,128 | 0,9 | 2015 |
| <i>Lile piquitinga</i> | 0,0509 | 0,0664 | 0,7665 | 16 | 31,329 | 0,684 | 0,945 | -0,32 | não |
| <i>Eucinostomus argenteus</i> | 0,0474 | 0,0316 | 1,5011 | 54 | 24,448 | 0,738 | 0,999 | 0,38 | não |
| <i>Eugerres brasilianus</i> | 0,0365 | 0,0329 | 1,11 | 38,6 | 0 | 0,779 | 0,617 | 1 | 2015 |
| <i>Eucinostomus gula</i> | 0,0215 | 0,0253 | 0,8511 | 16,9 | 5,928 | 0,803 | 0,632 | 0,48 | 2015 |
| <i>Mugil rubrioculus</i> | 0,0197 | 0,0561 | 0,351 | 64,2 | 0 | 0,825 | 0,517 | 1 | 2015 |
| <i>Centropomus undecimalis</i> | 0,0194 | 0,0297 | 0,6553 | 9,4 | 9,68 | 0,847 | 0,741 | -0,01 | não |
| <i>Sphyraena barracuda</i> | 0,0158 | 0,0456 | 0,3472 | 0,1 | 12,057 | 0,865 | 0,626 | -0,98 | 2022 |
| <i>Cathorops spixii</i> | 0,0155 | 0,0447 | 0,3474 | 6,7 | 0 | 0,882 | 0,423 | 1 | 2015 |
| <i>Mugil curvidens</i> | 0,0145 | 0,0281 | 0,518 | 35,7 | 0 | 0,899 | 0,453 | 1 | 2015 |
| <i>Diapterus auratus</i> | 0,0133 | 0,0142 | 0,9393 | 9,2 | 0,938 | 0,914 | 0,739 | 0,81 | 2015 |
| <i>Eucinostomus melanopterus</i> | 0,0132 | 0,01087 | 1,2111 | 11 | 7,245 | 0,928 | 0,966 | 0,00 | não |
| <i>Lutjanus alexandrei</i> | 0,0116 | 0,01555 | 0,7475 | 2,5 | 6,28 | 0,942 | 0,82 | -0,43 | 2022 |
| <i>Hyporhamphus unifasciatus</i> | 0,008 | 0,01433 | 0,5596 | 1,6 | 5,344 | 0,951 | 0,839 | -0,54 | 2022 |
| <i>Haemulopsis corvinaeformis</i> | 0,0065 | 0,01857 | 0,3497 | 5,6 | 0 | 0,958 | 0,425 | 1 | 2015 |

| | | | | | | | | | |
|----------------------------------|--------|---------|--------|-----|-------|-------|--------------|--------------|------|
| <i>Menticirrhus cuiaranensis</i> | 0,0054 | 0,01638 | 0,3288 | 0 | 3,221 | 0,964 | 0,611 | -1 | 2022 |
| <i>Diapterus rhombeus</i> | 0,0049 | 0,00837 | 0,5879 | 4,6 | 0 | 0,97 | 0,179 | 1 | 2015 |
| <i>Lutjanus analis</i> | 0,0047 | 0,01079 | 0,4395 | 4,5 | 0,61 | 0,975 | 0,399 | 0,76 | 2015 |
| <i>Citharichthys spilopterus</i> | 0,0042 | 0,00396 | 1,0664 | 2 | 2,151 | 0,98 | 0,996 | -0,04 | não |
| <i>Lycengraulis grossidens</i> | 0,004 | 0,00893 | 0,4509 | 2,1 | 0,472 | 0,984 | 0,812 | 0,63 | 2015 |
| <i>Archosargus rhomboidalis</i> | 0,004 | 0,01156 | 0,3451 | 1,6 | 0 | 0,989 | 0,383 | 1,00 | 2015 |
| <i>Eucinostomus havana</i> | 0,0029 | 0,00866 | 0,3408 | 0 | 2,407 | 0,992 | 0,624 | -1,00 | 2022 |
| <i>Sphoeroides greeleyi</i> | 0,0024 | 0,00329 | 0,7414 | 2,9 | 0,336 | 0,995 | 0,914 | 0,79 | 2015 |
| <i>Strongylura marina</i> | 0,0017 | 0,00528 | 0,3309 | 0 | 1,098 | 0,997 | 0,867 | -1,00 | 2022 |
| <i>Citharichthys arenaceus</i> | 0,001 | 0,00194 | 0,4944 | 0 | 0,588 | 0,998 | 0,746 | -1,00 | 2022 |
| <i>Harengula clupeola</i> | 0,0005 | 0,00157 | 0,3408 | 0 | 0,437 | 0,998 | 0,624 | -1,00 | 2022 |
| <i>Caranx latus</i> | 0,0004 | 0,001 | 0,4065 | 0,2 | 0 | 0,999 | 0,909 | 1,00 | 2015 |
| <i>Eucinostomus lefroyi</i> | 0,0004 | 0,00113 | 0,3295 | 0 | 0,226 | 0,999 | 0,856 | -1,00 | 2022 |
| <i>Hyporhamphus sp.</i> | 0,0002 | 0,00066 | 0,3408 | 0 | 0,183 | 1 | 0,879 | -1,00 | 2022 |
| <i>Anchoa januaria</i> | 0,0002 | 0,00056 | 0,3219 | 0 | 0,092 | 1 | 0,611 | -1,00 | 2022 |
| <i>Anchovia clupeioides</i> | 0,0001 | 0,00042 | 0,346 | 0,1 | 0 | 1 | 0,899 | 1,00 | 2015 |
| <i>Lutjanus jocu</i> | 0 | 0,00008 | 0,3481 | 0 | 0 | 1 | 0,13 | - | - |
| <i>Oligoplites saurus</i> | 0 | 0,00006 | 0,3451 | 0 | 0 | 1 | 0,099 | - | - |
| <i>Anchoa hepsetus</i> | 0 | 0,00005 | 0,339 | 0 | 0,013 | 1 | 0,659 | -1,00 | 2015 |
| <i>Bryx dunckeri</i> | 0 | 0,00003 | 0,3481 | 0 | 0 | 1 | 0,123 | - | - |

| <i>Mugil liza</i> | 0 | 0 | - | 0 | 0 | 1 | - | - | - |
|----------------------------------|--------------|-----------|--------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|----------|-------------|--------------------|
| <i>Elops smithi</i> | 0 | 0 | - | 0 | 0 | 1 | - | - | - |
| <i>Paralichthys brasiliensis</i> | 0 | 0 | - | 0 | 0 | 1 | - | - | - |
| <i>Sciades parkeri</i> | 0 | 0 | - | 0 | 0 | 1 | - | - | - |
| <i>Microdesmus longipinnis</i> | 0 | 0 | - | 0 | 0 | 1 | - | - | - |
| <i>Lutjanus griseus</i> | 0 | 0 | - | 0 | 0 | 1 | - | - | - |
| Espécies | média | dp | razão | 2014-2015 (A1) | 2023-2024 (A2) | soma acumulada | p | RPi | Preferência |
| <i>Mugil curema</i> | 0,4293 | 0,1958 | 2,1924 | 497,6 | 13,762 | 0,5 | 0,001 | 1,0 | 2015 |
| <i>Sphoeroides testudineus</i> | 0,1229 | 0,1085 | 1,1331 | 86,1 | 16,127 | 0,643 | 0,07 | 0,7 | 2015 |
| <i>Eucinostomus argenteus</i> | 0,0548 | 0,029 | 1,8896 | 54 | 9,793 | 0,707 | 0,986 | 0,69 | 2015 |
| <i>Eugerres brasilianus</i> | 0,0407 | 0,0363 | 1,1222 | 38,6 | 7,865 | 0,754 | 0,602 | 0,66 | 2015 |
| <i>Lile piquitinga</i> | 0,0369 | 0,0534 | 0,691 | 16 | 16,009 | 0,797 | 0,997 | 0 | não |
| <i>Mugil rubrioculus</i> | 0,0233 | 0,0562 | 0,4139 | 64,2 | 2,428 | 0,824 | 0,482 | 0,93 | 2015 |
| <i>Eucinostomus gula</i> | 0,0211 | 0,0265 | 0,7963 | 16,9 | 1,823 | 0,849 | 0,678 | 0,81 | 2015 |
| <i>Cathorops spixii</i> | 0,0177 | 0,0448 | 0,3944 | 6,7 | 1,438 | 0,869 | 0,311 | 0,65 | 2015 |
| <i>Mugil curvidens</i> | 0,0162 | 0,0276 | 0,5864 | 35,7 | 1,402 | 0,888 | 0,251 | 0,92 | 2015 |
| <i>Diapterus auratus</i> | 0,0142 | 0,0141 | 1,008 | 9,2 | 4,521 | 0,904 | 0,708 | 0,34 | não |
| <i>Centropomus undecimalis</i> | 0,0125 | 0,02238 | 0,5599 | 9,4 | 2,869 | 0,919 | 0,963 | 0,53 | 2015 |
| <i>Eucinostomus melanopterus</i> | 0,0105 | 0,00796 | 1,3137 | 11 | 2,362 | 0,931 | 1 | 0,65 | 2015 |

| | | | | | | | | | |
|-----------------------------------|--------|---------|--------|-----|-------|-------|--------------|--------------|------|
| <i>Haemulopsis corvinaeformis</i> | 0,007 | 0,01876 | 0,3714 | 5,6 | 0,204 | 0,939 | 0,158 | 0,93 | 2015 |
| <i>Lutjanus alexandrei</i> | 0,0069 | 0,01037 | 0,6661 | 2,5 | 1,768 | 0,947 | 0,974 | 0,17 | não |
| <i>Citharichthys spilopterus</i> | 0,0056 | 0,00682 | 0,8261 | 2 | 2,972 | 0,954 | 0,977 | -0,20 | não |
| <i>Sphoeroides greeleyi</i> | 0,0055 | 0,00909 | 0,6094 | 2,9 | 2,646 | 0,96 | 0,87 | 0,05 | não |
| <i>Diapterus rhombeus</i> | 0,0053 | 0,00833 | 0,631 | 4,6 | 0,222 | 0,967 | 0,034 | 0,91 | 2015 |
| <i>Lycengraulis grossidens</i> | 0,005 | 0,0089 | 0,5581 | 2,1 | 1,132 | 0,972 | 0,661 | 0,30 | não |
| <i>Archosargus rhomboidalis</i> | 0,0045 | 0,01154 | 0,3921 | 1,6 | 0,34 | 0,978 | 0,347 | 0,65 | 2015 |
| <i>Lutjanus analis</i> | 0,004 | 0,01107 | 0,3637 | 4,5 | 0 | 0,982 | 0,49 | 1,00 | 2015 |
| <i>Hyporhamphus unifasciatus</i> | 0,0034 | 0,00581 | 0,5832 | 1,6 | 1,722 | 0,986 | 0,984 | -0,04 | não |
| <i>Mugil liza</i> | 0,003 | 0,01042 | 0,2911 | 0 | 1,799 | 0,99 | 0,692 | -1,00 | 2024 |
| <i>Strongylura marina</i> | 0,0022 | 0,00744 | 0,2898 | 0 | 1,237 | 0,992 | 0,929 | -1,00 | 2024 |
| <i>Lycengraulis grossidens</i> | 0,0011 | 0,00337 | 0,3347 | 0 | 0,653 | 0,994 | 0,701 | -1,00 | 2024 |
| <i>Paralichthys brasiliensis</i> | 0,0011 | 0,0035 | 0,3034 | 0 | 0,694 | 0,995 | 0,711 | -1,00 | 2024 |
| <i>Caranx latus</i> | 0,001 | 0,00179 | 0,5714 | 0,2 | 0,463 | 0,996 | 0,801 | -0,40 | não |
| <i>Elops smithi</i> | 0,0007 | 0,00247 | 0,2946 | 0 | 0,477 | 0,997 | 0,711 | -1,00 | 2024 |
| <i>Eucinostomus lefroyi</i> | 0,0006 | 0,00209 | 0,2942 | 0 | 0,397 | 0,998 | 0,879 | -1,00 | 2024 |
| <i>Sciades parkeri</i> | 0,0005 | 0,00163 | 0,2946 | 0 | 0,315 | 0,998 | 0,711 | -1,00 | 2024 |
| <i>Anchovia clupeioides</i> | 0,0004 | 0,00071 | 0,537 | 0,1 | 0,184 | 0,999 | 0,778 | -0,30 | não |
| <i>Sphyraena barracuda</i> | 0,0004 | 0,00092 | 0,4098 | 0,1 | 0 | 0,999 | 0,704 | 1,00 | 2015 |
| <i>Hyporhamphus sp.</i> | 0,0004 | 0,00124 | 0,2922 | 0 | 0,222 | 0,999 | 0,797 | -1,00 | 2024 |

| | | | | | | | | | |
|----------------------------------|--------|---------|--------|---|-------|---|-------|--------------|------|
| <i>Eucinostomus havana</i> | 0,0003 | 0,00102 | 0,2954 | 0 | 0,202 | 1 | 0,929 | -1,00 | 2024 |
| <i>Microdesmus longipinnis</i> | 0,0002 | 0,00066 | 0,2876 | 0 | 0,102 | 1 | 0,734 | -1,00 | 2024 |
| <i>Lutjanus jocu</i> | 0 | 0,00008 | 0,3507 | 0 | 0 | 1 | 0,002 | - | - |
| <i>Oligoplites saurus</i> | 0 | 0,00006 | 0,3497 | 0 | 0 | 1 | 0,002 | - | - |
| <i>Bryx dunckeri</i> | 0 | 0,00003 | 0,3507 | 0 | 0 | 1 | 0,002 | - | - |
| <i>Citharichthys arenaceus</i> | 0 | 0 | - | 0 | 0 | 1 | - | - | - |
| <i>Harengula clupei</i> | 0 | 0 | - | 0 | 0 | 1 | - | - | - |
| <i>Menticirrhus cuiaranensis</i> | 0 | 0 | - | 0 | 0 | 1 | - | - | - |
| <i>Anchoa januaria</i> | 0 | 0 | - | 0 | 0 | 1 | - | - | - |
| <i>Anchoa hepsetus</i> | 0 | 0 | - | 0 | 0 | 1 | - | - | - |

Valores de p em negrito indicam significância entre as espécies ($\alpha = 0,05$). Valores de RPi em negrito indicam preferência pela zona ($RPi \leq -0,40$ ou $RPi \geq 0,40$). Média = contribuição média da espécie para a dissimilaridade entre os grupos; dp = desvio padrão da contribuição; razão = relação entre a contribuição média e o desvio padrão (consistência da contribuição); 2015 (A1) e 2022 (A2) = abundâncias médias das espécies nos grupos A1 e A2, respectivamente; soma acumulada = soma acumulada da contribuição percentual para a dissimilaridade total; p = valor de significância obtido por permutação; RPi = índice de preferência relativa.

Fonte: Elaborado pelo autor.