



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
BACHARELADO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

MYRNA ELIS FERREIRA SANTOS

**VARIAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL NA ESTRUTURA DE ASSEMBLEIAS
DE PEIXES EM UM ESTUÁRIO TROPICAL**

Maceió

Alagoas – Brasil

2021

Myrna Elis Ferreira Santos

VARIAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL NA ESTRUTURA DE ASSEMBLEIAS
DE PEIXES EM UM ESTUÁRIO TROPICAL

Monografia apresentada à Coordenação do Curso de graduação em Ciências Biológicas da Universidade Federal de Alagoas, para a obtenção do grau de bacharel em Ciências Biológicas.

Orientadora: Prof^a Dr^a Nidia Noemi Fabr 

Coorientador: MSc. Victor Emmanuel Lopes da Silva

Maceió – Alagoas

2021

Catálogo na Fonte
Universidade Federal de Alagoas
Biblioteca Central
Divisão de Tratamento Técnico

Bibliotecário: Marcelino de Carvalho Freitas Neto – CRB-4 – 1767

S237v Santos, Myrna Elis Ferreira.
Variação espacial e temporal na estrutura de assembleias de peixes em um estuário tropical / Myrna Elis Ferreira Santos. – Maceió, 2021.
57 f. : il.

Orientadora: Nidia Noemi Fabr e.
Coorientador: Victor Emmanuel Lopes da Silva.
Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso em Ciências Biológicas: bacharelado) – Universidade Federal de Alagoas. Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde. Maceió, 2021.

Bibliografia: f. 45-57.

1. Ambientes lagunares. 2. Ictiologia. 3. Sazonalidade. 4. Zoologia - Classifica o. 5. Traços funcionais. I. Título.

CDU: 592/599



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
COORDENADORIA DO CURSO DE BACHARELADO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

ATA DE DEFESA DE MONOGRAFIA

Aos 30 de setembro de 2021, às 13 horas e 30 minutos, estiveram reunidos na sala virtual <https://meet.google.com/qmk-xddv-wyt>, pela Plataforma Google Meet, como Presidente da Banca Examinadora, o(a) orientador(a) Prof.ª Dr.ª Nidia Noemi Fabre e os Membros Titulares, a(o) Prof. Dr. Marcos Vinícius Carneiro Vital e o Dr. José Gilmar Cavalcante de Oliveira Júnior, para a apresentação do Trabalho de Conclusão de Curso do(a) discente **MYRNA ELIS FERREIRA SANTOS**, matrícula 15211501, intitulado **"VARIÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL NA ESTRUTURA DE ASSEMBLEIAS DE PEIXES EM UM ESTUÁRIO TROPICAL"**. Após a apresentação pelo aluno(a), seguiu-se a arguição da Banca Examinadora, sendo este Trabalho APROVADO com nota 9,9 (nove inteiros e nove). Ficam cientes o(a) orientador(a) e o(a) discente que a nota final do TCC somente será registrada no sistema acadêmico após o orientador enviar o TCC corrigido, por e-mail e em versão final "PDF", à Coordenadoria do Curso, cumprindo assim a obrigatoriedade da entrega definitiva prevista no inciso III, art. 18, Res. 25/2005/CEPE/UFAL. Nada mais havendo a tratar, eu, Prof. Dr. Gilberto Costa Justino, lavrei a presente Ata, que vai por mim assinada, e pelos Membros da Banca Examinadora.

Maceió, 30 de setembro de 2021.


Prof.ª Dr.ª Nidia Noemi Fabre
Orientador(a)


Dr. José Gilmar Cavalcante de Oliveira Júnior
Membro Titular - Examinador 2


Prof. Dr. Marcos Vinícius Carneiro Vital
Membro Titular - Examinador 1

Documento assinado digitalmente
Gilberto Costa Justino
Data: 07/10/2021 08:49:39-0300
Verifique em <https://verificador.itl.br>

Coordenadoria do Curso de Bacharelado em
Ciências Biológicas

DEDICATÓRIA

À Helena e Genildo.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a minha família e amigos. Em especial a meus pais, Helena e Genildo, por serem excelentes pessoas, por todos os incentivos, por valorizarem a educação, respeito e responsabilidade e por sempre apoiarem a mim e meu irmão. Ao meu namorado Genisson, pelo companheirismo, parceria e apoio. A professora Nidia pela orientação no presente trabalho e na iniciação científica, por ter me apresentado a pesquisa em ecologia e ictiologia. Agradeço por todos os valiosos ensinamentos que foram e são fundamentais para meu desenvolvimento pessoal e acadêmico. Grata também ao Victor, meu coorientador, por toda a disposição e sabedoria. Ao professor Vandick pelos ensinamentos. Aos amigos do LaEPP, LaCOM e agregados: Mônica, Dani, Jessika, Matheus, Reginaldo, Diogo, Ciro, Gustavo, Ester, Rafa, Samantha, Aldo, Ivan, Jordana, Victor, Morgana, Ana, Beth, Aline, Gilmar... E claro, eu não posso deixar de agradecer por todos os peixes também! <3

Agradeço àqueles que me apresentaram a biologia lá no início dessa minha jornada, mostrando com muito entusiasmo e paixão os pormenores de porquê a frase de Theodosius Dobzhansky que diz que nada na Biologia faz sentido exceto à luz da Evolução, faz todo o sentido: Cauay, Tainá, Gracielle, Hermínio, Gabi e Lucas – vocês foram fundamentais. Grata ao Grupo de Estudos Sobre Evolução Biológica (GESEB) e tudo que ele representa. Ao pessoal do LEQ, sempre mostrando motivos pelos quais o R é muito legal. Também às meninas do Mulheres na Ciência: Jacque, Mônica, Grazi e Hew pela partilha de ideias e o propósito de buscarmos fazer a diferença.

A todos os amigos da turma 2015.2: Ruan, Dandara, Elisa, Vanessa, Anny, Laura, Rawelly, Matheus, Rodrigo, Vinícius... e a todo o pessoal dos corredores do ICBS e do corredor da biodiversidade. Agradeço a todos que conheci ao longo da graduação, dentro e fora da UFAL, por tantos aprendizados. Agradeço à Universidade Federal de Alagoas pela concessão das bolsas de iniciação científica e por todas as oportunidades de vivenciar experiências em cursos e congressos internos e externos à UFAL. Também agradeço aos funcionários e a todo o corpo docente do ICBS. Por fim, aos membros da banca avaliadora e a você, caro leitor, que se interessou em ler meu trabalho. Concluir a graduação é uma consequência de muitas situações nas quais essas e tantas outras pessoas estiveram envolvidas. Grata pela jornada!

RESUMO

Em lagunas tropicais as condições ambientais podem variar espacialmente com uma dinâmica de flutuações sazonais. Tal variabilidade representa um potencial regulador de distribuição da abundância e é fundamental para a permanência de determinadas espécies de peixes. O presente estudo investiga de que modo a variabilidade ambiental controla a estruturação espacial da comunidade ictiofaunística de uma laguna tropical e como a estruturação funcional dessa comunidade se organiza sazonalmente. Foram realizadas coletas padronizadas mensais de novembro de 2013 à outubro de 2014 em pontos na laguna Mundaú, litoral central de Alagoas. Os peixes foram capturados com o auxílio de rede de semi-cerco de 1.000 m de comprimento por 3 m de altura (malha de 35 mm entre nós). Também foram registrados parâmetros físico-químicos da água em cada ponto. Em laboratório, os peixes foram identificados até espécie e aferidas medidas morfométricas e ecomorfológicas dos indivíduos. Análises de agrupamento foram realizadas entre os pontos com as variáveis ambientais, bem como também com a composição ictiíca considerando grupos funcionais elencados com base em um dendrograma funcional. Foram coletados 8.972 peixes (46 espécies). Foram observadas diferenças na distribuição da abundância das espécies entre pontos, estações e interação entre esses dois fatores (PERMANOVA: $p < 0,05$). Foram elencados 8 grupos funcionais pela análise de agrupamento com base nos traços funcionais ecomorfológicos. A diversidade funcional foi semelhante entre as estações, indicando redundância funcional. Os resultados sugerem conjuntos distintos de variáveis ambientais que se correlacionam com a estrutura da comunidade sazonalmente, sendo na seca a distância da boca estuarina e pluviosidade (BIOENV: $r=0,56$) e na chuvosa a clorofila *a*, distância da boca estuarina e salinidade (BIOENV: $r=0,33$). Por fim, os rearranjos espaciais e sazonais das espécies contribuem para uma estabilidade ecossistêmica, fazendo com que os recursos tróficos e associados à diversidade de habitats sejam melhor utilizados pelas espécies que compõem os distintos grupos funcionais, garantindo assim um certo grau de resiliência ao ecossistema estudado.

Palavras-chave: Ambiente lagunar; Ictiofauna; Sazonalidade; Diversidade taxonômica; Traços funcionais.

ABSTRACT

In tropical lagoons, environmental conditions may spatially change due to seasonal fluctuations. Such variability represents a potential regulator of abundance distribution and is critical to the permanence of specific fish species. The present study investigates how environmental variability controls the spatial structuring of the ichthyofaunal community of a tropical lagoon and how the functional structuring of this community is seasonally organized. Monthly standardized collections were conducted from November 2013 to October 2014 at sampling stations in the Mundaú lagoon, central coast of Alagoas. Fish were captured with a seine 1,000 m long by 3 m height (35 mm mesh). Physical and chemical parameters of the water at each station were also recorded. In the laboratory, fish were identified to species level and morphometric and ecomorphological measurements of individuals were taken. Grouping analyses (cluster) were performed among the points with the environmental variables, as well as with the fish composition considering functional groups based on a functional dendrogram. A total of 8,972 individuals (46 species) were collected. Differences in species abundance distribution between sites, seasons, and an interaction between these two factors were observed (PERMANOVA: $p < 0.05$). Eight functional groups were identified by the cluster analysis based on ecomorphological functional traits. Functional diversity was similar among stations, indicating functional redundancy. The results suggest that distinct sets of environmental variables correlate with community structure seasonally, with the distance from the estuarine mouth and rainfall being the most significant variables in the dry season (BIOENV: $r = 0.56$) and chlorophyll-*a*, distance from the estuarine mouth and salinity (BIOENV: $r = 0.33$) in the dry season. Finally, the spatial and seasonal rearrangements of the species contribute to ecosystem stability, causing the trophic resources associated with habitat diversity to be better used by the species that make up the different functional groups, thus ensuring a certain degree of resilience to the studied ecosystem.

Keywords: Lagoon environment; Ichthyofauna; Seasonality; Taxonomic Diversity; Functional Traits.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Mapa da área de estudo com os setores de coleta. 23
- Figura 2.** Dendrogramas resultantes das análises de agrupamento utilizando distância Euclidiana e método Ward para a estação seca (a) e estação chuvosa (b), com base nas variáveis ambientais (temperatura, salinidade, clorofila a, turbidez e oxigênio dissolvido). 30
- Figura 3.** Interpolação das taxas de salinidade, clorofila a, turbidez e oxigênio dissolvido com base nos dados monitorados mensalmente para os pontos nas estações seca e chuvosa, respectivamente. 30
- Figura 4.** Curva de rarefação considerando as estações sazonais. 32
- Figura 5.** Boxplots dos resultados dos índices de diversidade alfa taxonômica sazonalmente. 34
- Figura 6.** Dendrograma (análise cluster) agrupando as espécies por similaridade com base nos traços funcionais, utilizando o método Ward e distância Euclidiana. 35
- Figura 7.** Resultados dos índices de diversidade funcional nas estações sazonais. FRic = riqueza funcional; FEve= equitabilidade funcional e FDiv= divergência funcional 37
- Figura 8.** Dendrogramas agrupando os pontos amostrais por similaridade na composição ictiíca para estação seca (a) e chuvosa (b), com base na abundância específica de cada grupo funcional. Ilustrando os morfotipos dos peixes predominantes na comunidade para cada ponto. 39

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.** Métricas ecomorfológicas, suas respectivas fórmulas e significado funcional. 26
- Tabela 2.** Lista das espécies coletadas com abundância total e percentual relativo (%) à cada período sazonal (estação seca e chuvosa). E percentual relativo da abundância de cada espécie para cada ponto amostral da laguna Mundaú com abundância >0,1%. 32
- Tabela 3.** Resultados das análises de variância multivariada permutacional (PERMANOVA) considerando a abundância relativa das espécies na comunidade e os traços funcionais, tendo como fatores os pontos de coleta, estações (seca e chuvosa) e a interação entre ambos. Df= graus de liberdade; F = F-statistic; p= p-value. *diferenças significativas. 36
- Tabela 4.** Resultados da análise BioEnv incorporando as variáveis ambientais pareadas com a abundância relativa das espécies por amostra. Chl-a = Clorofila a; D_Foz = Distância da boca estuarina; Sal = Salinidade; Pluv = Pluviosidade mensal; OD% = Oxigênio dissolvido; Temp = Temperatura; Turb = Turbidez; Corr = correlação de Spearman. *Conjunto de características ambientais que melhor se correlacionam com a estrutura da comunidade, por estação. 38

Sumário

1. INTRODUÇÃO	12
2. REFERENCIAL TEÓRICO	15
2.1 Ecosistemas estuarinos tropicais	15
2.2 Comunidades de peixes em ecossistemas estuarinos tropicais.....	18
2.3 Componentes da diversidade em comunidades de peixes estuarinos	19
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	23
3.1 Área de Estudo	23
3.2 Coleta dos dados e processamento do material biológico	24
3.3 Análise dos dados.....	25
4. RESULTADOS.....	29
4.1 Estrutura ambiental da laguna Mundaú	29
4.2 Composição da comunidade ictiíca	31
4.3 Componentes da diversidade	34
4.3.1 Diversidade-alfa taxonômica	34
4.3.2 Diversidade funcional	34
4.4 Variação espaço-temporal da comunidade ictiíca	37
5. DISCUSSÃO	40
6. CONCLUSÃO	45
7. REFERÊNCIAS.....	46

1. INTRODUÇÃO

Ecossistemas estuarinos são zonas de transição entre os ambientes marinho e dulcícola que desempenham papel fundamental no controle de fluxos de nutrientes (LESSA et al., 2018; MODÉLAN et al., 2010), onde a elevada concentração de matéria orgânica transportada da drenagem continental e da costa marinha proporciona alta produtividade primária e secundária (BECK, 2003; ELLIOTT et al., 2007; POTTER et al., 2015). Além disso, estuários são ambientes submetidos à uma dinâmica de flutuações sazonais nas condições ambientais, tais como a concentração de salinidade, turbidez, temperatura e pH da água (BARLETTA et al., 2005; HARRISON; WHITFIELD, 2006; HOSSAIN et al., 2012).

Essa variabilidade nas condições ambientais representa um potencial regulador de distribuição da abundância e é fundamental para a permanência de inúmeras espécies de peixes nos habitats costeiros, pois variações nos fatores abióticos podem controlar a composição de espécies (HOSSAIN et al., 2012; MONIRUZZAMAN et al., 2021). Por exemplo, estratégias de história de vida dos peixes relacionadas com a aquisição de recursos alimentares e com a capacidade reprodutiva podem ser moduladas pelas tolerâncias das espécies a determinadas condições, dessa maneira quando variações ocorrem os peixes são forçados a migrar para condições favoráveis de habitat e, portanto, o padrão da assembleia pode mudar.

As flutuações sazonais nas condições ambientais podem ser espacialmente variáveis dentro desses ecossistemas (BERTOLINI et al., 2021; BARLETTA et al., 2008) visto que estuários podem ser abertos ou parcialmente fechados à entrada de água marinha, de modo a abranger diferentes feições de paisagem costeira tais como baías, lagunas e deltas (ABLE, 2005; HENRIQUES et al., 2017; LESSA et al., 2018; SHEAVES, 2009; WHITFIELD, 1999). Por exemplo, em ambientes lagunares tropicais pode haver limitações da influência marinha favorecendo um gradiente de salinidade, bem como de outros fatores, entre a foz e áreas dentro da laguna (DE ANDRADE-TUBINO et al., 2020; GRAY; ROTHERHAM; JOHNSON, 2011; DAY; YÁÑEZ-ARANCIBIA, 1982). Essas particularidades encontradas nas lagunas tropicais podem ser

refletidas em padrões espaciais de estruturação das comunidades de peixes, conforme diferentes gradientes ambientais.

Os estuários tropicais são caracterizados por possuírem vasta diversidade de habitats que detêm importante função de berçário para muitas espécies de peixes e invertebrados, funcionam como áreas de criação, proporcionando habitats para o crescimento, reprodução e proteção contra predadores (BECK et al., 2001; ELLIOTT et al., 2007; NAGELKERKEN et al., 2008).

Ademais, a dinâmica estuarina pode se estender para outras partes da região costeira devido ao processo de estuarização na estação chuvosa, que ocorre em regiões tropicais por conta da plataforma estreita dessas regiões (PASSOS et al., 2016), característica que é observada no litoral do nordeste brasileiro, relacionado também as características climáticas regionais de precipitação sazonal. Esse processo possibilita explicar a diferenciação sazonal que pode ocorrer na estruturação de comunidades ictíicas, como já foi verificado para um estuário da costa alagoana por Da Silva et al. (2018), onde a estação chuvosa consiste em um dos principais fatores sazonais que influenciam a estrutura espacial de peixes juvenis. Compreender os padrões de resposta das comunidades de peixes às condições ambientais em estuários tropicais é muito importante visto que a heterogeneidade ambiental pode ser considerada como uma importante fonte de variação na composição de comunidades ictíicas (MOLINA; DUQUE; COGUA, 2020).

A distribuição da ictiofauna ao longo de gradientes estuarinos e os fatores que estruturam sua dinâmica vêm sendo investigados principalmente em estuários tropicais (SOSA-LÓPEZ et al., 2006; WINEMILLER; LESLIE, 1992) e diversas pesquisas têm buscado elucidar aspectos da montagem de comunidades de peixes nesses ecossistemas (COLOMBANO et al., 2020; DANTAS et al., 2012; DE MOURA; VIEIRA; GARCIA, 2012; HOSSAIN et al., 2012; JACKSON; PERES-NETO; OLDEN, 2001). O entendimento dessas questões é de grande valor tanto para a conservação das espécies e do ecossistema como também para a manutenção dos estoques pesqueiros, dado que muitas espécies de alto valor comercial transitam no estuário em diferentes fases do ciclo de vida (ELLIOTT et al., 2007). No entanto, a maioria das pesquisas nesse âmbito têm se ancorado principalmente em métricas

tradicionais de riqueza e abundância da diversidade taxonômica, as quais não possibilitam um panorama ecossistêmico completo da estruturação de comunidades.

Dessa maneira, a diversidade funcional emerge como um componente da biodiversidade mais sensível aos gradientes ambientais do que as medidas tradicionais de diversidade taxonômica, estando diretamente relacionada ao funcionamento e manutenção dos processos ecossistêmicos (LUCK et al., 2009; QUIRINO et al., 2021; VILLÉGER et al., 2017). Por meio da abordagem funcional é possível relacionar atributos das espécies com variáveis ambientais visando elucidar aspectos da estrutura da comunidade e sua relação com a funcionalidade ecossistêmica destas áreas, uma vez que a diversidade funcional permite mensurar funções desempenhadas pelas espécies incorporando semelhanças ecológicas e o valor de diferenças funcionais entre os grupos taxonômicos (CIANCIARUSO; SILVA; BATALHA, 2009; MAYFIELD et al., 2005; PASSOS et al., 2016; TILMAN, 1997).

Diante desse contexto, o presente estudo tem como foco investigar de que modo a variabilidade ambiental regula a estruturação da comunidade ictiofaunística de uma laguna tropical e como a estrutura funcional dessa comunidade se distribui sazonalmente ao longo das variações de condições ambientais. Para isso, buscaremos responder se a variação sazonal e espacial das condições ambientais influencia a estrutura taxonômica e funcional da comunidade de peixes.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Ecossistemas estuarinos tropicais

Os estuários consistem em zonas de transição nas quais o ambiente dulcícola encontra o ambiente marinho gerando uma mistura de águas que é controlada pelo fluxo de marés e vazão afluyente, onde gradientes de salinidade são criados ao longo de toda a zona de mistura (LESSA et al., 2018; POTTER et al., 2010; PRITCHARD, 1952). Logo, são ambientes muito dinâmicos caracterizados por variações constantes na composição química (salinidade e nutrientes), física (vazão afluyente) e biótica (comunidades biológicas), as quais são fundamentais, provendo recursos essenciais para diversos níveis tróficos (BLABER, 1991; MODÉRAN et al., 2010).

São ecossistemas caracterizados por alta complexidade estrutural e considerados um dos mais produtivos e valiosos de todo o mundo (ODUM; HEALD, 1972; WEILHOEFER; MATTEUCCI; TURNER, 2021) por conta da elevada concentração de matéria orgânica oriunda da drenagem continental (BECK, 2003; ELLIOTT et al., 2007; POTTER et al., 2015), sendo a alta produtividade primária e secundária uma marcante característica nesses ambientes. Nesses ecossistemas existem distintos conjuntos de fatores estruturantes para as comunidades biológicas, os quais variam em cada região do globo.

Por exemplo, nos trópicos as variações nas condições ambientais em estuários são fortemente influenciadas pelas oscilações na pluviosidade (BARLETTA et al., 2005, 2008). Dessa maneira, as condições ambientais em estuários tropicais são mediadas pela sazonalidade característica da região. Na região tropical, devido às condições tipicamente quentes, há uma baixa variabilidade na temperatura entre as estações seca e chuvosa (CASTILLO-RIVERA, 2013), diferente do observado para outras regiões como a subtropical e temperada, nas quais podem ocorrer mudanças abruptas na temperatura e salinidade ao longo do ano. As variações da concentração de salinidade nos ambientes aquáticos são bastante estudadas e são consideradas determinantes para explicar boa parte da dinâmica espaço-temporal de comunidades bióticas (BLABER; BLABER, 1980; REIS-FILHO, 2011;

SHEAVES; MOLONY; TOBIN, 1999), como por exemplo as assembleias de peixes (BARLETTA et al., 2005).

As taxas de salinidade nos sistemas estuarinos são influenciadas principalmente pela entrada de água doce e pluviosidade, mas também por fatores relacionados à evaporação (SALES et al., 2018; VEGA-CENDEJAS; HERNÁNDEZ DE SANTILLANA, 2004). Inúmeras pesquisas realizadas ao longo das últimas décadas trouxeram à tona a importância da salinidade como um fator regulador para comunidades de peixes que habitam estuários na região temperada (HARRIS; CYRUS, 2000; MARSHALL; ELLIOTT, 1998; POTTER; CLARIDGE; WARWICK, 1986), principalmente considerando eventos como a hipersalinidade (DA SILVA LIMA et al., 2018; POTTER et al., 2010). Nos estuários tropicais, as mínimas variações na salinidade consistem em um dos principais fatores que regulam a distribuição da abundância de peixes (BARLETTA et al., 2005; BLABER; BREWER; SALINI, 1989; REIS-FILHO, 2011).

Nos trópicos, outros fatores também são considerados chave para a estruturação espacial e temporal de assembleias em estuários, como a turbidez da água (BLABER, 1997), principalmente se tratando de peixes juvenis (BARLETTA et al., 2005; BARLETTA-BERGAN; BARLETTA; SAINT-PAUL, 2002; CYRUS; BLABER, 1987; WHITFIELD, 1994). Além de fatores como a temperatura, concentração de oxigênio dissolvido e de clorofila *a* também exercerem certa influência na montagem das comunidades (RUEDA; DEFEO, 2003). As diferentes feições estuarinas podem porventura ser consideradas como preditoras da variabilidade ambiental dentro desses sistemas, visto que a limitação da conexão com o mar pode desacelerar mudanças nas características abióticas, as quais estão diretamente relacionadas com ciclos de maré e sazonalidade das chuvas.

Particularmente, por serem parcialmente fechados à entrada de água marinha, as lagoas são consideradas corpos hídricos fortemente susceptíveis a impactos antrópicos tais como erosão costeira, despejo de poluentes e expansão urbana, os quais contribuem significativamente para a eutrofização do ambiente (DE MIRANDA, 2002; MIRANDA et al., 2005; OLIVEIRA; KJERFVE, 1993). Ecossistemas lagunares ocupam 13% da costa em todo o mundo (LASSERRE, 1979), sendo caracterizados como corpos d'água

geralmente rasos, frequentemente associados a manguezais e alimentados por canais de maré, localizados de forma paralela à costa (KJERFVE, 1994; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI; TUNDISI, 2008).

Ecosistemas lagunares se destacam devido a elevada produtividade primária distribuída pela coluna d'água, com elevada disponibilidade de nutrientes e dinâmica entre organismos de variados níveis tróficos nas regiões bentônicas e pelágicas (KNOPPERS; EKAU; FIGUEIREDO, 1999; COTOVICZ JR, 2012). Geomorfologicamente, as lagunas podem ser classificadas, de acordo com características dos canais de maré, em: sufocadas – que apresentam uma única ligação com o ambiente marinho; restritas – as quais apresentam dois ou mais canais de conexão com o mar; ou vazantes – que são caracterizadas por serem as mais conectadas com o mar (COTOVICZ JR, 2012; KJERFVE; MAGILL, 1989).

De fato, estuários tropicais apresentam uma estrutura complexa com distintos habitats que se relacionam com oscilações de variáveis ambientais. Tais habitats estuarinos são responsáveis por conectar ecossistemas costeiros possibilitando o transporte de energia e nutrientes entre os ambientes (BECK et al., 2001; PAYNE; GILLANDERS, 2009; SALES et al., 2018). Destacam-se habitats associados a manguezais (PAYNE; GILLANDERS, 2009; SCHAEFFER-NOVELLI, 1989), prados de fanerógamas marinhas (COSTA; DAVY, 1992), riachos de maré e fundos lamosos (BARLETTA et al., 2003; KRUMME et al., 2005; SALES et al., 2018), os quais são essenciais e compilam funções ecológicas como de viveiro, berçário para juvenis, zonas de reprodução, refúgio contra predadores e rotas migratórias para determinadas espécies de peixes (BECK et al., 2001; BLABER, 1991; CATTRIJSSSE; HAMPEL, 2006; NAGELKERKEN et al., 2008; RAMOS; RÉ; BORDALO, 2009).

Esses habitats são tipicamente utilizados por comunidades de peixes e de invertebrados – predominantemente por indivíduos juvenis (DA SILVA et al., 2018; FÉLIX et al., 2007; MATIĆ-SKOKO et al., 2005; SPACH et al., 2004). A migração de peixes marinhos e dulcícolas que utilizam os distintos habitats estuarinos para cumprirem determinadas fases do ciclo de vida é de grande importância (BARLETTA et al., 2008), pois são essenciais para a manutenção dos ecossistemas costeiros.

2.2 Comunidades de peixes em ecossistemas estuarinos tropicais

Os peixes são considerados recursos biológicos de grande importância econômica, sustentando pescarias comerciais para muitas comunidades de pescadores no litoral do nordeste brasileiro (RANGELY; FABRÉ; TIBURTINO, 2010). No atlântico ocidental, inúmeras espécies de peixes marinhos de alto valor comercial dependem da ocupação de ambientes estuarinos para cumprir etapas cruciais de seu ciclo de vida (DA SILVA et al., 2018), tais como corvinas (*Sciaenidae*), robalos (*Centropomidae*) e tainhas (*Mugilidae*).

Como os estuários propiciam áreas com recursos alimentares em abundância, condições ambientais adequadas para forrageamento e também proteção contra predadores (SHEAVES et al., 2013; SHEAVES; JOHNSTON; CONNOLLY, 2012; WEN et al., 2012), é muito recorrente que comunidades de peixes que habitam habitats estuarinos sejam compostas majoritariamente por juvenis de espécies migratórias marinhas (FERREIRA et al., 2019; ROZAS; ZIMMERMAN, 2000; VIDY, 2000). Entretanto, espécies de água doce também podem ocorrer em ambientes estuarinos (WHITFIELD, 2015), a depender das condições ambientais. Além disso, muitas espécies são residentes estuarinas – cumprindo todo o ciclo de vida dentro do estuário, geralmente habitando águas rasas (CABERTY; BOUCHEREAU; CHAVES, 2004; ELLIOTT et al., 2007; POTTER et al., 2015).

Essas espécies podem ser classificadas em guildas ecológicas conforme o uso dos habitats estuarinos ao longo da história de vida (ELLIOTT et al., 2007; PERKINS, 1974; WALLACE; VAN DER ELST, 1975). Guildas ecológicas consistem em grupos de espécies que exploram recursos ambientais (bióticos ou abióticos) de forma semelhante (ALBOUY et al., 2011; ROOT, 1967; WELCOMME; WINEMILLER; COWX, 2006). O conceito de guilda é bastante explorado na ecologia, principalmente no que tange estudos visando compreender questões sobre o funcionamento de ecossistemas marinhos (ELLIOTT et al., 2007; EICK; THIEL, 2014).

Elliot *et al.* (2007) exploraram o conceito de guilda para espécies de peixes que habitam estuários e discutem sobre uma maior abrangência dessa abordagem de modo a fornecer informações não só sobre o funcionamento,

mas também sobre a estruturação hierárquica e conectividade entre os ecossistemas. Da mesma maneira, a recente classificação de Potter *et al.* (2015) se baseia nos padrões de migração, reprodução e alimentação das espécies de peixes buscando expandir ainda mais a ideia proposta por Elliot *et al.* (2007) sobre a classificação de espécies que utilizam o ambiente estuarino.

As espécies migrantes marinhas são subdivididas nas guildas estuarino dependentes e estuarino oportunistas (POTTER *et al.*, 2015), classificadas de acordo com o uso do habitat ao longo do ciclo de vida. As estuarino dependentes são espécies que desovam no mar, no entanto, utilizam obrigatoriamente o estuário em alguma fase do ciclo de vida, enquanto que as estuarino oportunistas utilizam o estuário de modo ocasional em busca de recursos, mas não de modo obrigatório para o cumprimento de alguma etapa ciclo de vida (POTTER *et al.*, 2015).

Além disso, algumas espécies podem ser classificadas como visitantes ocasionais, as quais vão ocorrer pontualmente devido ao oportunismo trófico ou devido a algum evento ambiental (CABERTY; BOUCHEREAU; CHAVES, 2004; POTTER *et al.*, 2015). Esses peixes que utilizam o estuário toleram as variações nas condições físico-químicas da água, no entanto, a adaptabilidade pode variar bastante devido a fisiologia de cada espécie (POTTER; CLARIDGE; WARWICK, 1986; SALES *et al.*, 2018).

2.3 Componentes da diversidade em comunidades de peixes estuarinos

A ecologia de comunidades busca entender como os agrupamentos de espécies estão distribuídos na natureza e as formas pelas quais esses agrupamentos podem ser influenciados, dentre inúmeros fatores, pelo ambiente abiótico (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2009; FAUTH *et al.*, 1996). Whittaker (1972) propôs pela primeira vez a ideia de que a diversidade de espécies tem componentes espaciais e, por meio dessa abordagem, a biodiversidade pôde ser expressa como uma conjunção das diversidades alfa, beta e gama.

A diversidade alfa é baseada na riqueza de espécies dentro de um determinado habitat ou local e por meio dela podemos elucidar aspectos tais como heterogeneidade e uniformidade na abundância (HEINO *et al.*, 2007;

MAGURRAN, 2013). Já a diversidade beta consiste em um componente da biodiversidade relacionado com a rotatividade e substituição de espécies entre locais, ao longo de gradientes de habitat, permitindo mensurar a extensão com que unidades espaciais diferem entre si em composição de espécies (BARROS et al., 2014; LEGENDRE; BORCARD; PERES-NETO, 2005; MAGURRAN, 2013; MELO, 2008). A diversidade gama compreende a junção das diversidades alfa e beta, de modo a englobar todo o ecossistema estudado (LEGENDRE; BORCARD; PERES-NETO, 2005; MAGURRAN, 2013)

Assim, as pesquisas com comunidades ecológicas costumam representar a biodiversidade por meio de uma dessas dimensões, utilizando o número de espécies e a abundância de indivíduos (TERESA et al., 2021). Logo, podemos dizer que a diversidade é frequentemente particionada em índices ecológicos visando compreender diferentes facetas da comunidade para então relacioná-las. Dessa maneira, as métricas de diversidade-alfa permitem comparar diferentes comunidades no que se refere a riqueza e abundância, no entanto, não descrevem o quanto as comunidades são distintas (ou similares) em termos de composição de espécies (MAGURRAN, 2013; NOGUEIRA et al., 2008).

Vários estudos de composição de espécies são conduzidos utilizando tais métricas em busca de se ter um panorama da estrutura de comunidades para subsidiar planos de manejo e conservação de espécies (BASTOS, 2012; BECK et al., 2001; MEYNARD et al., 2011; SÚAREZ, 2008). Em inúmeras pesquisas, para os mais variados grupos taxonômicos e ambientes, é sabido que variações na estrutura abiótica dos habitats podem desencadear variações na estruturação das comunidades ao longo de um gradiente ambiental, como já foi observado em ambientes estuarinos para comunidades de peixes (LÓPEZ-DELGADO; WINEMILLER; VILLA-NAVARRO, 2020; ZHOU et al., 2019; RAMOS; RÉ; BORDALO, 2009; JANKOWSKI et al., 2009; OLIVEIRA; KJERFVE, 1993).

Nas últimas décadas, inúmeras pesquisas buscando explicações mecanicistas para a distribuição de espécies vem utilizando uma abordagem funcional, que relaciona atributos dos organismos com características do ambiente (GARNIER; NAVAS, 2012; KRUK et al., 2010; LITCHMAN et al.,

2010; ZHANG et al., 2015). A diversidade funcional como um componente mensurável da diversidade biológica emergiu inicialmente devido a necessidade de se compreender a funcionalidade em processos ecossistêmicos (CADOTTE, 2011; HOOPER et al., 2002), principalmente considerando produtividade, serviços ecossistêmicos e teias alimentares (DÍAZ; CABIDO, 2001; TILMAN, 1997).

Sendo assim, a diversidade funcional consiste em um componente da biodiversidade que evidencia a dinâmica, estabilidade, produtividade, equilíbrio de nutrientes, e outros aspectos do funcionamento ecossistêmico (MOUCHET et al., 2010; TILMAN, 2001; VILLÉGER et al., 2017). Ela permite mensurar funções desempenhadas pelas espécies incorporando semelhanças ecológicas e o valor de diferenças funcionais entre os grupos taxonômicos (CIANCIARUSO; SILVA; BATALHA, 2009; MAYFIELD et al., 2005; PASSOS et al., 2016; TILMAN, 1997).

De acordo com Tilman (2001), a diversidade funcional se baseia em medidas de dissimilaridade a partir de traços mensurados para espécies que compõem uma comunidade. Os traços ou atributos funcionais consistem em características morfológicas, comportamentais ou fisiológicas das espécies que se relacionam com a performance das espécies no ambiente (VIOLLE et al., 2007; PETCHEY; GASTON, 2002; DÍAZ; CABIDO, 2001). Um atributo funcional pode ser considerado como *soft trait* ou *hard trait*, conforme o nível de complexidade para que seja mensurado (HODGSON et al., 1999; LEFCHECK; BASTAZINI; GRIFFIN, 2015).

Além disso, similaridades entre espécies baseadas em atributos funcionais permite que as espécies sejam agrupadas em grupos funcionais, sendo essa uma das abordagens mais utilizadas na diversidade funcional (ALEXANDRIDIS et al., 2018; HOEINGHAUS; WINEMILLER; BIRNBAUM, 2007). Os grupos funcionais denotam características biológicas dos indivíduos tais como estratégias de reprodução, alimentação e de mobilidade (ALBOUY et al., 2011; PETCHEY; GASTON, 2006a, 2006b) e mudanças no número de grupos funcionais (riqueza de grupos funcionais) podem potencialmente estar relacionadas a processos a nível de ecossistemas, pois a riqueza de grupos

funcionais geralmente está relacionada com riqueza de espécies (PETCHEY, 2004).

No entanto, Mason *et al.* (2005) argumentaram que a diversidade funcional não poderia ser resumida somente por um único número, então propuseram três métricas independentes - riqueza, uniformidade e divergência funcional – buscando com elas fornecer maior detalhamento ao examinar os mecanismos que conectam a biodiversidade com processos do funcionamento ecossistêmico (LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010; VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008).

Por meio da integração entre essas três facetas da diversidade funcional é possível ter maior clareza do espaço funcional multidimensional ocupado pela comunidade, sendo possível relacionar esse espaço com grupos funcionais ou guildas ecológicas para comparar a estruturação das espécies e inferir sobre a importância do espaço funcional utilizado por cada grupo para o funcionamento ecossistêmico (KISSICK *et al.*, 2018; HOEINGHAUS; WINEMILLER; BIRNBAUM, 2007).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de Estudo

A área de estudo compreende a Laguna Mundaú ($9^{\circ}37'38.078''\text{S}$ e $35^{\circ}46'37.506''\text{W}$), localizada no Complexo Estuarino Lagunar Mundaú-Manguaba (CELMM), no litoral central de Alagoas (Figura 1). O sistema lagunar está situado em um clima tropical semi-úmido com duas estações bem definidas, onde a estação seca vai de dezembro a março e a estação chuvosa de maio a agosto (CAVALCANTE et al., 1985; OLIVEIRA; KJERFVE, 1993). Com base nas estatísticas mensais médias de precipitação de 1931 à 1960, a pluviosidade anual é de 1654 mm, com um mínimo de 34 mm (seca) e máximo de 275 mm (chuvosa) (OLIVEIRA; KJERFVE, 1993).

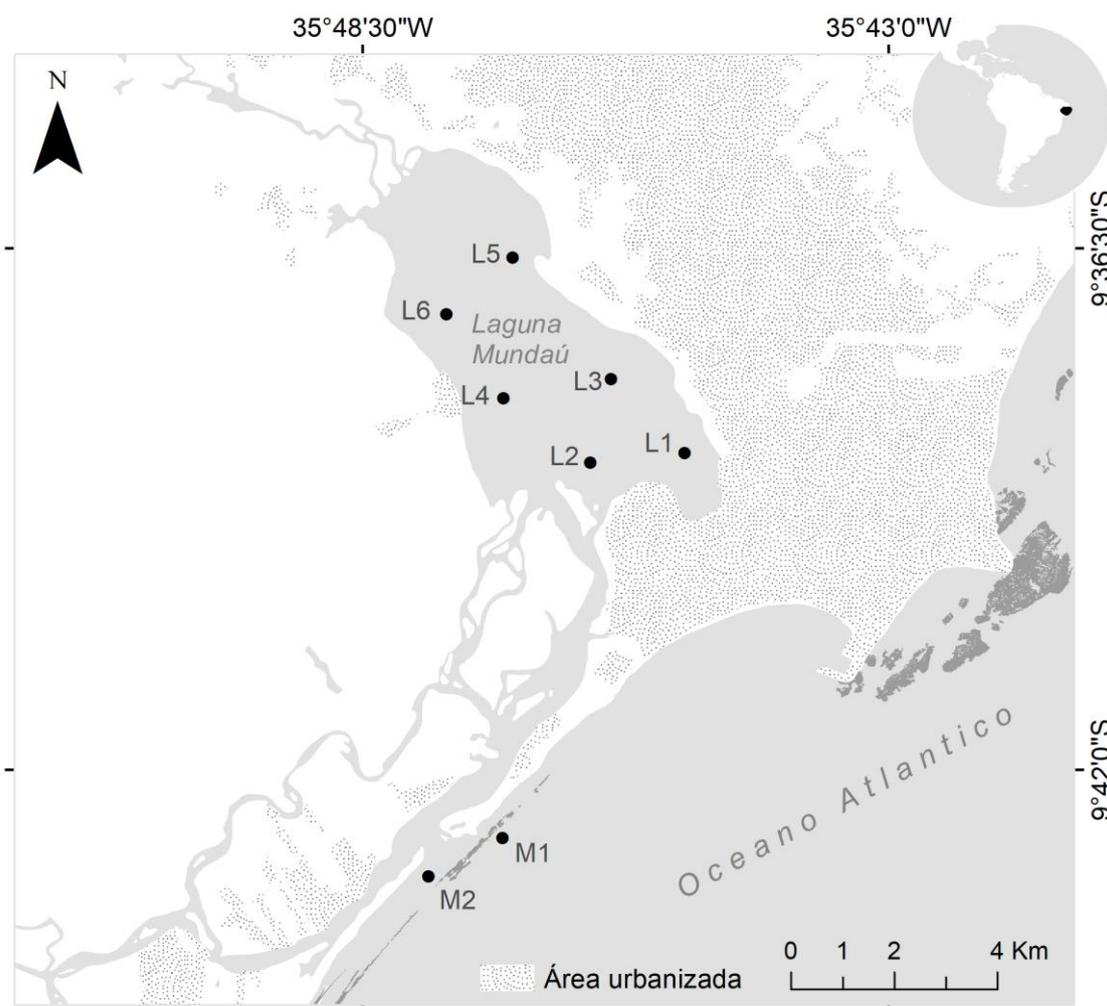


Figura 1. Mapa da área de estudo com os setores de coleta.

3.2 Coleta dos dados e processamento do material biológico

O desenho amostral proposto consistiu em seis pontos dentro da Laguna Mundaú (L1 – L6) e outros dois pontos no mar próximo a desembocadura (M1 e M2) (Figura 1) onde coletas padronizadas foram conduzidas mensalmente com auxílio de pescadores locais juntamente com membros da equipe do Laboratório de Ecologia, Peixes e Pesca (LaEPP), de novembro de 2013 à outubro de 2014. Em cada ponto de coleta os peixes foram capturados com o auxílio de uma rede de semi-cerco de 1.000 m de comprimento por 3 m de altura, com malha de 35 mm entre nós.

Previamente às coletas dos peixes, foram registrados em cada ponto amostral os parâmetros físico-químicos da água: temperatura ($^{\circ}$ C), salinidade (% mg/L), condutividade (m/s), oxigênio dissolvido (% OD), turbidez (NTU) e clorofila *a* (mg/L) com uma sonda multiparamétrica YSI 660 V2. A distância de cada ponto amostral até a boca do estuário foi registrada. Dados de pluviosidade foram obtidos no portal do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) para cada mês de coleta, provenientes da estação pluviométrica mais próxima à área de estudo. Além disso, foram obtidos dados consistidos da vazão do rio Mundaú afluente para a laguna a partir do banco de dados da estação fluviométrica Boa Fortuna.

Os peixes capturados foram levados ao Laboratório de Ecologia, Peixes e Pesca na Universidade Federal de Alagoas onde foram identificados até o nível de espécie de acordo com Figueiredo & Menezes (1978, 1980) e Menezes & Figueiredo (1980, 1985). De cada peixe foram aferidas medidas morfométricas: comprimento total (CT mm), padrão (CP mm) e furcal (CF mm) e, utilizando um paquímetro numérico de 0,1 mm, as medidas ecomorfológicas: Altura máxima do corpo (ALC mm), Largura máxima do corpo (LargC mm), Comprimento da Cabeça (CCb mm), Altura da cabeça (ALCb mm), Largura da cabeça (LargCB mm), Altura da boca (ALBc mm), Largura da boca (LargBc mm), Comprimento do pedúnculo caudal (CPd mm), Altura do pedúnculo caudal (ALPd mm), Altura do olho (ALO mm), Largura do olho (LO mm), Comprimento da nadadeira caudal (CNC mm) e Altura da nadadeira caudal (ANC mm).

3.3 Análise dos dados

Buscando identificar diferenças sazonais e entre os pontos, foram utilizadas matrizes de distância euclidiana com base nas variáveis ambientais incorporadas a uma análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA), por meio da função *adonis2* do pacote 'vegan' no software R. Foram realizadas análises de agrupamento incorporando os dados ambientais para cada período sazonal com o intuito de verificar similaridades entre os pontos de coleta, sendo utilizados o método Ward e a distância Euclidiana. Além disso, foram construídos mapas de interpolação para as variáveis ambientais de maior poder explicativo (YAMAMOTO; LANDIM, 2015), considerando diferenças sazonais, visando identificar possíveis gradientes de variação.

A riqueza de espécies foi comparada sazonalmente por meio de curvas de rarefação, buscando averiguar o acúmulo de espécies em função da densidade de indivíduos. Foram buscadas as guildas tróficas de cada espécie na literatura específica para posterior interpretação da estruturação trófica da comunidade ictiíca. Mediante à identificação das espécies e da abundância relativa aos períodos sazonais, foram estimados componentes de diversidade-alfa taxonômica (riqueza, equitabilidade e diversidade) por meio dos índices de riqueza de Margalef, equitabilidade de Pielou e diversidade de Shannon-Wiener para caracterizar a comunidade. Com auxílio do teste estatístico Kruskal-Wallis, foi determinado se os componentes de diversidade alfa taxonômica diferem sazonalmente. Foi realizada uma PERMANOVA com o intuito de identificar diferenças sazonais na estrutura taxonômica da comunidade por meio da função *adonis2* do pacote 'vegan', com os dados de abundância específica e utilizando como fatores os pontos amostrais e as estações.

A partir das métricas ecomorfológicas aferidas nos peixes foram calculados índices para estimar funções desempenhadas pelas espécies. Os índices utilizados denotam significados ecológicos e estão associados com diferentes características morfofuncionais relacionadas à aquisição de alimentos (tróficos) e capacidade de locomoção dos peixes (mobilidade) (Tabela 1), os quais foram utilizados como traços funcionais para as espécies.

Com base nos atributos funcionais mensurados de cada indivíduo foi realizada uma PERMANOVA visando elucidar possíveis variações na composição funcional

da comunidade de peixes, tendo como fatores os pontos amostrais e os períodos sazonais. Para essa análise o conjunto de dados dos atributos funcionais foi previamente reduzido em uma PCA (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998) e foi incorporado o valor médio de cada eixo da PCA pareado com os fatores na análise utilizando a função *adonis2* do pacote 'vegan'.

Tabela 1. Métricas ecomorfológicas, suas respectivas fórmulas e significado funcional.

	Métrica	Fórmula	Atributo funcional
Trófico	Largura do olho	LO	A largura do olho aumenta a sensibilidade visual e auxilia na detecção da presa (Nagelkerke & Sibbing, 1996).
	Comprimento relativo da cabeça	CCb / CP	Relacionado com o tamanho da presa ingerida, onde valores mais altos sugerem espécies predadoras de presas relativamente grandes (Gatz, 1979)
	Área da abertura oral	$(ALBc \times LargBc) / (CP^2)$	Relacionado com a forma dos alimentos, onde valores altos indicam peixes com bocas estreitas, mas de grande abertura, sugerindo espécies de hábito piscívoro (Beaumord, 1991; Nagelkerke <i>et al.</i> , 1995).
	Abertura oral relativa	$(ALBc \times LargBc) / (ALC \times LargC)$	Aberturas orais maiores permitem captura de presas maiores (Sibbing & Nagelkerke, 2001).
Mobilidade	Área do corpo	$(ALC \times LargC) / (CP^2)$	A área do corpo é menor em peixes com grande capacidade natatória (Sibbing & Nagelkerke, 2001).
	Altura relativa do corpo	ALC / CP	Relacionada com a capacidade do peixe de se mover verticalmente em ambientes pouco hidrodinâmicos (Pouilly <i>et al.</i> , 2003).
	Altura do pedúnculo	ALPd	Baixos valores indicam alta manobrabilidade e se relaciona com grandes nadadores (Sibbing; Nagelkerke, 2001; Winemiller, 1991; Willis <i>et al.</i> , 2005).
	Comprimento relativo do pedúnculo	CPd / CP	Comprimentos maiores indicam grande nadadores de ambientes hidrodinâmicos (Watson & Balon, 1984).
	Posição do olho	ALO / ALCb	A posição do olho é relacionada com o ambiente que os peixes vivem (Albouy, 2011; Watson & Balon, 1984).
	Capacidade natatória	$CP / (\sqrt{ALC \times LargC})$	Coefficiente que avalia a influência da forma do corpo sobre a capacidade de nado. Valores de 2 a 6 indicam arraste reduzido (Blake, 1983; Ohlberger; Staaks & Hölker, 2006).
	Índice de compressão do corpo	ALC / LargC	Altos valores indicam peixes comprimidos lateralmente, o que seria esperado em peixes de habitats de águas lentas (Watson & Balon, 1984).
	Razão-aspecto da nadadeira caudal	CNC ² / ANC	Altos valores indicam peixes capazes de produzir movimentos amplos e rápidos, típicos de espécies bentônicas (Freire & Agostinho, 2001; Casatti & Castro, 2006; Nanami, 2007).

A partir dos padrões de abundância das espécies e dos atributos funcionais mensurados, foram estimados os componentes de diversidade funcional: Riqueza Funcional (*Functional Richness*; FRic), Equitabilidade Funcional (*Functional Evenness*; FEve) e Divergência Funcional (*Functional Divergence*; FDiv). A FRic correspondente ao número de atributos ou categorias de um atributo apresentado pela comunidade, consistindo no volume do espaço funcional preenchido pelas espécies de uma comunidade que é representado pela combinação dos atributos funcionais (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008). A FEve mensura a regularidade da distância entre as espécies e a uniformidade na distribuição da abundância no espaço funcional (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008). A FDiv analisa o quanto os táxons se diferenciam dentro das categorias de cada atributo, indicando como a abundância das espécies é distribuída em relação ao centroide de toda a comunidade no espaço funcional (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008). Uma alta FDiv, quando as espécies mais abundantes estão nos extremos do espaço funcional, pode indicar alto grau de diferenciação de nicho para as espécies e com isso menor competição por recursos (MASON et al., 2005; PETCHEY; GASTON, 2002; VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008; WALKER; KINZIG; LANGRIDGE, 1999). Esses índices indicam diferentes facetas da diversidade funcional e foram utilizados buscando compreender o espaço de nicho funcional ocupado pelas espécies. O *turnover* dos traços funcionais foi mensurado e interpretado por meio de diferenças sazonais nesses componentes da diversidade funcional. As estimativas dos índices foram realizadas utilizando o pacote 'FD' (LALIBERTÉ; SHIPLEY; LALIBERTÉ, 2014) no software R incorporando a matriz de traços funcionais e de abundância das espécies. Além disso, uma análise de agrupamento foi realizada para propor grupos funcionais com base nos traços mensurados para as espécies.

Para identificar quais variáveis ambientais apresentam maior relação com a estruturação da comunidade ictiíca, foi utilizada uma análise de Mantel para cada variável ambiental, por meio da função disponível no pacote *vegan*. Considerando a sazonalidade, foi utilizada a análise exploratória multivariada BIOENV (CLARKE; AINSWORTH, 1993), a qual identifica o melhor subconjunto de variáveis ambientais, de modo que as distâncias euclidianas

das variáveis ambientais em escala tenham correlação máxima com as dissimilaridades de Bray-Curtis dos dados de abundância da comunidade (CLARKE; AINSWORTH, 1993). Para essa análise foi utilizada a função *bioenv* do pacote 'vegan'. Posteriormente, uma análise de Mantel foi realizada com o intuito de identificar correlação significativa entre as matrizes de distância com os subconjuntos resultantes da BIOENV para cada estação.

Por fim, para observar possíveis distinções sazonais e espaciais na composição ictiíca e de grupos funcionais, foram construídos dendrogramas de similaridade entre os pontos amostrais, utilizando como parâmetro a abundância relativa por ponto e também com base na abundância relativa aos grupos funcionais. Todas as análises foram conduzidas no software R (v. 4.1.0) e para os testes estatísticos foi considerado o nível de significância de 0,05.

4. RESULTADOS

4.1 Estrutura ambiental da laguna Mundaú

Foi evidenciado que ocorre uma flutuação considerando o conjunto de condições ambientais, que difere sazonalmente (PERMANOVA: $p= 0,001$). As variáveis ambientais também oscilam espacialmente na laguna, indicando heterogeneidade ambiental entre os pontos de coleta em ambas estações (PERMANOVA: $p= 0,002$). As temperaturas médias da água foram $29,5\pm 1,5$ °C na seca e $26,9\pm 0,9$ °C na chuvosa, pouco diferindo entre os pontos amostrais para cada estação. Os valores de salinidade e oxigênio dissolvido aumentaram consideravelmente durante a estação seca, apresentando condições mesohalinas ($>8,0$ ppm), enquanto que na estação chuvosa a salinidade foi mais baixa, variando para condições oligohalinas ($<8,0$ ppm).

As análises *cluster* com base nas variáveis ambientais resultaram em dendrogramas agrupando os pontos que variam com mais similaridade, onde se observa um arranjo sazonal diferenciado (Figura 2). Na seca a clorofila *a* e a salinidade foram as variáveis que mais contribuíram na similaridade dos pontos, enquanto que na chuvosa foram a turbidez e clorofila *a* que resultaram em mais elevada contribuição para a organização dos grupos.

Na chuvosa, há um gradiente de variação em direção a boca estuarina para as variáveis salinidade, turbidez e clorofila *a* (Figura 3), onde as duas últimas aumentam adentrando a laguna, indicando um padrão espacial ambiental da boca estuarina em direção ao rio, onde há maior influência da vazão afluente. A turbidez da água foi mais alta nos pontos L5 e L6 na estação chuvosa, diminuindo gradativamente em direção aos pontos M1 e M2.

Com relação ao oxigênio dissolvido, durante a seca houve um padrão espacial com valores elevados nos pontos L1, L3 e L5. Enquanto que na chuvosa o OD foi mais uniforme entre os pontos, sendo mais baixo nos pontos M1, M2 e L5. Já a clorofila *a* resultou em altos valores na laguna durante a estação chuvosa e majoritariamente baixos na seca, com picos de valores altos exclusivamente nos pontos L1 e L3.

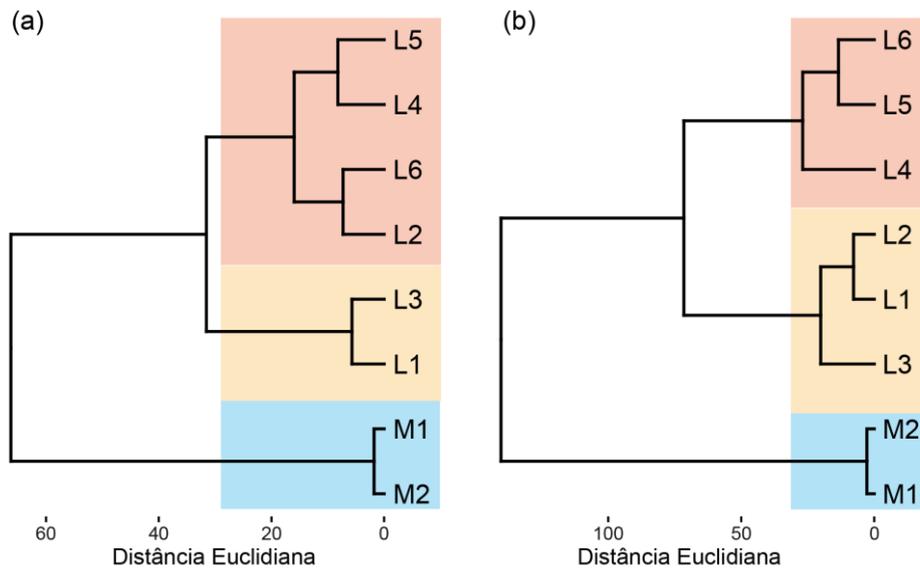


Figura 2. Dendrogramas resultantes das análises de agrupamento utilizando distância Euclidiana e método Ward para a estação seca (a) e estação chuvosa (b), com base nas variáveis ambientais (temperatura, salinidade, clorofila a, turbidez e oxigênio dissolvido).

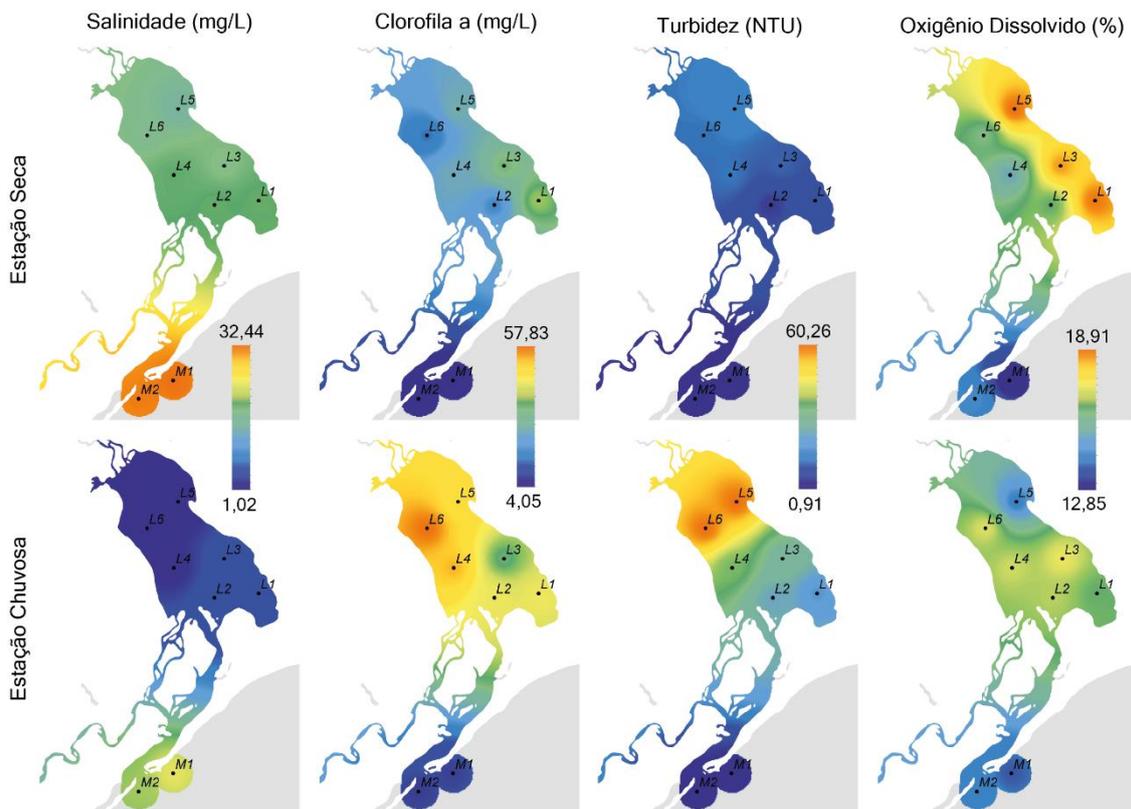


Figura 3. Interpolação das taxas de salinidade, clorofila a, turbidez e oxigênio dissolvido com base nos dados monitorados mensalmente para os pontos nas estações seca e chuvosa, respectivamente.

4.2 Composição da comunidade ictíca

Um total de 8.972 indivíduos foram coletados e processados, distribuídos em 8 ordens, 17 famílias e 46 espécies (Tabela 2). A riqueza de espécies na estação chuvosa (n=39) foi semelhante à da seca (n=40) e a densidade de indivíduos foi mais elevada na seca (Figura 4). As ordens mais representativas em relação ao número e abundância de espécies foram: Siluriformes (61,4%), Perciformes (21,8%) e Mugiliformes (14,19%). A família Carangidae registrou a maior riqueza específica (11 espécies; 4,49% da abundância total) seguida por Mugilidae (6 espécies; 13,43% da abundância) e Gerreidae (6 espécies; 12,59% da abundância).

A comunidade é constituída em maioria por espécies migrantes marinhas (61,7% do total de espécies). No entanto, a espécie mais frequente e com mais elevada densidade de indivíduos foi *Cathorops spixii* (Agassiz, 1829), a qual esteve presente em todos os pontos amostrados na laguna ao longo de todo o ano, perfazendo 62,43% de toda a amostra, sendo o maior número de indivíduos registrado para a estação chuvosa (Tabela 2). Com relação a distribuição das espécies, 13 ocorreram somente entre os pontos dentro da laguna (L1-L6), 9 espécies ocorreram exclusivamente nos pontos M1 e M2 e 21 espécies ocorreram em todos os pontos amostrados na laguna (Tabela 2).

Dentre as espécies coletadas, 57,44% são classificadas pela literatura específica por ter hábito alimentar carnívoro, consumindo principalmente invertebrados (ex: crustáceos e moluscos), 8,5% das espécies alimentam-se exclusivamente de outros peixes (espécies piscívoras), 14% são espécies omnívoras, 15% são espécies detritívoras e 4,2% das espécies têm hábito alimentar planctívoro.

A curva de rarefação das espécies resultou em mais elevada riqueza específica para a estação chuvosa, considerando um mesmo esforço amostral (Figura 4), no entanto, considerando toda a amostra, a seca resultou em densidade de indivíduos mais elevada.

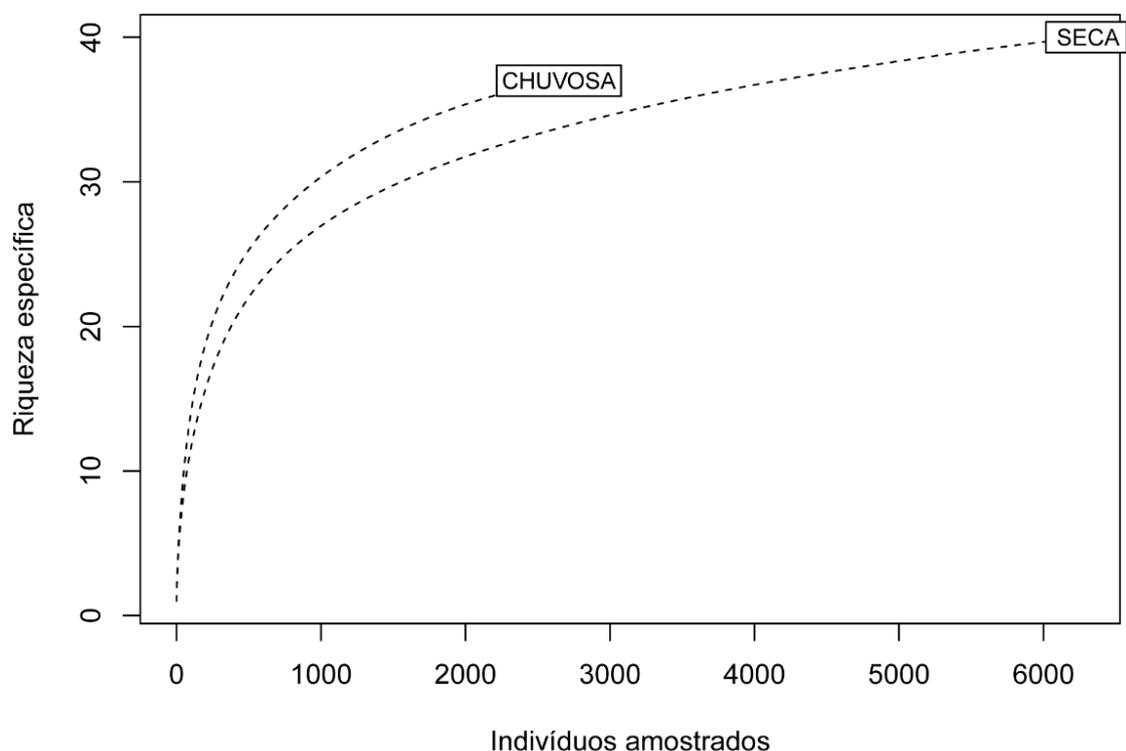


Figura 4. Curva de rarefação considerando as estações sazonais.

Tabela 2. Lista das espécies coletadas com abundância total e percentual relativo (%) à cada período sazonal (estação seca e chuvosa). E percentual relativo da abundância de cada espécie para cada ponto amostral da laguna Mundaú com abundância >0,1%.

Famílias/Espécies	Abundância Sazonal				Pontos amostrais (>0,1)								
	Seca	%	Chuvosa	%	M1	M2	L1	L2	L3	L4	L5	L6	
Albulidae													
<i>Albula vulpes</i>	18	0,2	9	0,1	0,2	<0,1	-	-	-	<0,1	-	<0,1	
Ariidae													
<i>Cathorops spixii</i>	3997	44,55	1604	17,88	0,2	0,2	3,9	13	5,5	9,8	16,6	12,4	
<i>Sciades herzbergii</i>	71	0,79	101	1,13	0,2	<0,1	<0,1	0,1	<0,1	<0,1	1,2	0,1	
Belonidae													
<i>Strongylura marina</i>	-	-	3	0,03	-	<0,1	<0,1	-	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	
Carangidae													
<i>Caranx bartholomaei</i>	1	0,01	2	0,02	<0,1	-	-	-	<0,1	-	-	-	
<i>Caranx crysos</i>	2	0,02	2	0,02	-	-	<0,1	<0,1	<0,1	-	-	-	
<i>Caranx hippos</i>	124	1,38	20	0,22	<0,1	<0,1	<0,1	0,7	0,4	0,3	0,1	<0,1	
<i>Caranx latus</i>	25	0,28	11	0,12	<0,1	-	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	0,2	
<i>Oligoplites palometa</i>	36	0,4	52	0,58	-	<0,1	<0,1	0,1	<0,1	0,2	0,3	0,2	
<i>Oligoplites saurus</i>	23	0,26	38	0,42	-	-	0,1	0,1	0,2	<0,1	0,1	<0,1	
<i>Selene setapinnis</i>	3	0,03	-	-	<0,1	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Selene vomer</i>	1	0,01	2	0,02	-	<0,1	-	-	-	-	<0,1	-	
<i>Trachinotus carolinus</i>	-	-	1	0,01	-	<0,1	-	-	-	-	-	-	
<i>Trachinotus falcatus</i>	1	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	<0,1	-	
<i>Trachinotus goodei</i>	-	-	59	0,66	<0,1	0,6	-	-	-	-	<0,1	-	

Centropomidae												
<i>Centropomus ensiferus</i>	6	0,07	18	0,2	<0,1	<0,1	-	-	<0,1	0,1	<0,1	<0,1
<i>Centropomus parallelus</i>	8	0,09	18	0,2	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	<0,1
<i>Centropomus undecimalis</i>	12	0,13	24	0,27	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	<0,1
Clupeidae												
<i>Opisthonema oglinum</i>	-	-	3	0,03	<0,1	-	-	-	-	-	-	-
Elopidae												
<i>Elops saurus</i>	11	0,12	5	0,06	0,1	<0,1	-	<0,1	-	<0,1	-	-
Engraulidae												
<i>Anchovia clupeioides</i>	72	0,8	24	0,27	-	-	<0,1	0,6	<0,1	0,3	<0,1	0,2
<i>Cetengraulis edentulus</i>	19	0,21	48	0,53	0,2	<0,1	0,2	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Gerreidae												
<i>Diapterus auratus</i>	829	9,24	25	0,28	<0,1	<0,1	<0,1	1,2	<0,1	7,8	<0,1	0,2
<i>Diapterus rhombeus</i>	249	2,78	13	0,14	0,1	<0,1	<0,1	0,8	<0,1	1,5	0,1	0,1
<i>Eucinostomus argenteus</i>	1	0,01	2	0,02	-	<0,1	-	<0,1	-	-	-	-
<i>Eucinostomus gula</i>	1	0,01	1	0,01	<0,1	<0,1	-	-	-	-	-	-
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	5	0,06	-	-	<0,1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Eucinostomus lefroyi</i>	4	0,04	-	-	<0,1	-	-	-	-	-	-	-
Gobiidae												
<i>Gobioides broussonnetii</i>	40	0,45	14	0,16	-	-	<0,1	<0,1	0,3	<0,1	<0,1	0,1
Haemulidae												
<i>Haemulopsis corvinaeformis</i>	1	0,01	-	-	<0,1	-	-	-	-	-	-	-
Mugilidae												
<i>Mugil brevisrostris</i>	7	0,08	-	-	-	-	<0,1	-	-	-	<0,1	-
<i>Mugil curema</i>	503	5,61	481	5,35	0,5	0,5	2,5	4,2	0,6	1,3	1	0,4
<i>Mugil curvidens</i>	11	0,12	5	0,06	<0,1	<0,1	-	<0,1	<0,1	-	<0,1	<0,1
<i>Mugil liza</i>	13	0,14	8	0,09	-	-	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Mugil rubrioculus</i>	101	1,13	76	0,85	0,8	0,4	0,1	0,1	<0,1	<0,1	0,3	<0,1
Paralichthyidae												
<i>Citharichthys arenaceus</i>	-	-	2	0,02	-	-	-	-	-	-	<0,1	-
<i>Syacium micrurum</i>	2	0,02	-	-	<0,1	<0,1	-	-	-	-	-	-
Polynemidae												
<i>Polydactylus virginicus</i>	2	0,02	3	0,03	-	<0,1	-	<0,1	-	-	-	<0,1
Sciaenidae												
<i>Bairdiella ronchus</i>	3	0,03	7	0,08	-	<0,1	<0,1	-	-	<0,1	-	<0,1
<i>Cynoscion acoupa</i>	28	0,31	-	-	-	-	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Cynoscion jamaicensis</i>	-	-	1	0,01	-	-	-	<0,1	-	-	-	-
<i>Macrodon ancylodon</i>	1	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	<0,1	-
<i>Micropogonias furnieri</i>	23	0,26	2	0,02	-	<0,1	<0,1	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Scombridae												
<i>Scomberomorus brasiliensis</i>	4	0,04	-	-	-	<0,1	-	-	-	-	-	-
<i>Scomberomorus cavalla</i>	2	0,02	3	0,03	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	-	-	-	-
Sparidae												
<i>Archosargus rhomboidalis</i>	24	0,27	1	0,01	-	-	-	<0,1	-	0,2	-	-

4.3 Componentes da diversidade

4.3.1 Diversidade-alfa taxonômica

Com relação aos componentes de diversidade alfa taxonômica, a riqueza de Margalef não resultou em diferenças significativas entre as estações ($p=0,28$), contudo, apresentou maior variabilidade na seca (Figura 5). A diversidade de Shannon diferiu entre as estações, sendo mais elevada para a estação chuvosa (Figura 5; $p=0,03$). A equitabilidade foi semelhante em ambos períodos, com maior variabilidade na estação seca (Figura 5, $p=0,28$).

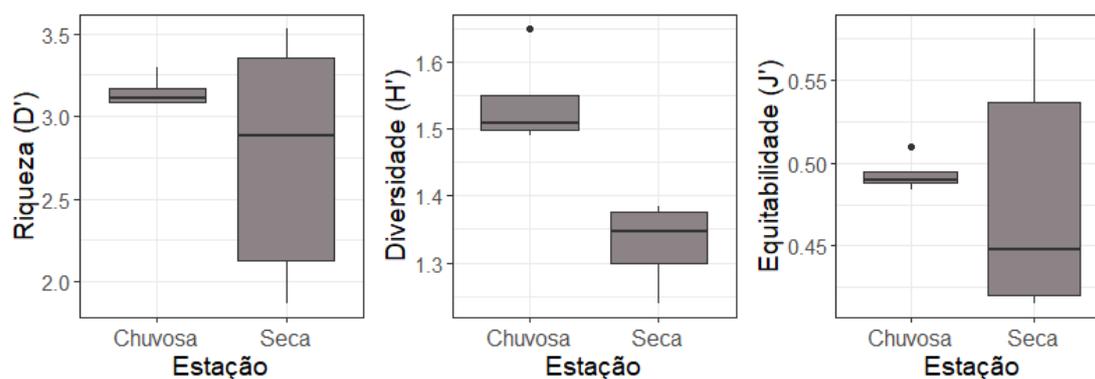


Figura 5. Boxplots dos resultados dos índices de diversidade alfa taxonômica sazonalmente.

4.3.2 Diversidade funcional

Foram aferidas medições funcionais de 1486 indivíduos, contemplando indivíduos de todas as 46 espécies. Foram elencados oito grupos funcionais com base na semelhança dos traços relacionados à captura de alimento, mobilidade e forma do corpo, considerando toda a comunidade (Figura 6).

Os grupos incluíram várias espécies taxonomicamente não relacionadas. Sendo o grupo I composto por espécies das famílias Scombridae, Albulidae, Belonidae, Carangidae e Elopidae, as quais possuem a forma corporal mais alongada e com a nadadeira furcada. As espécies desse grupo são pelágicas, de alto desempenho natatório e alta mobilidade para migrações horizontais na região costeira, com hábito alimentar predominantemente piscívoro. O grupo II é composto predominantemente por espécies das famílias Sciaenidae, Ariidae e Engraulidae as quais possuem o corpo fusiforme e nadadeira caudal furcada. São espécies de hábito demersal, que podem migrar para o estuário e se movem verticalmente na coluna d'água em busca de alimento (Figura 6).

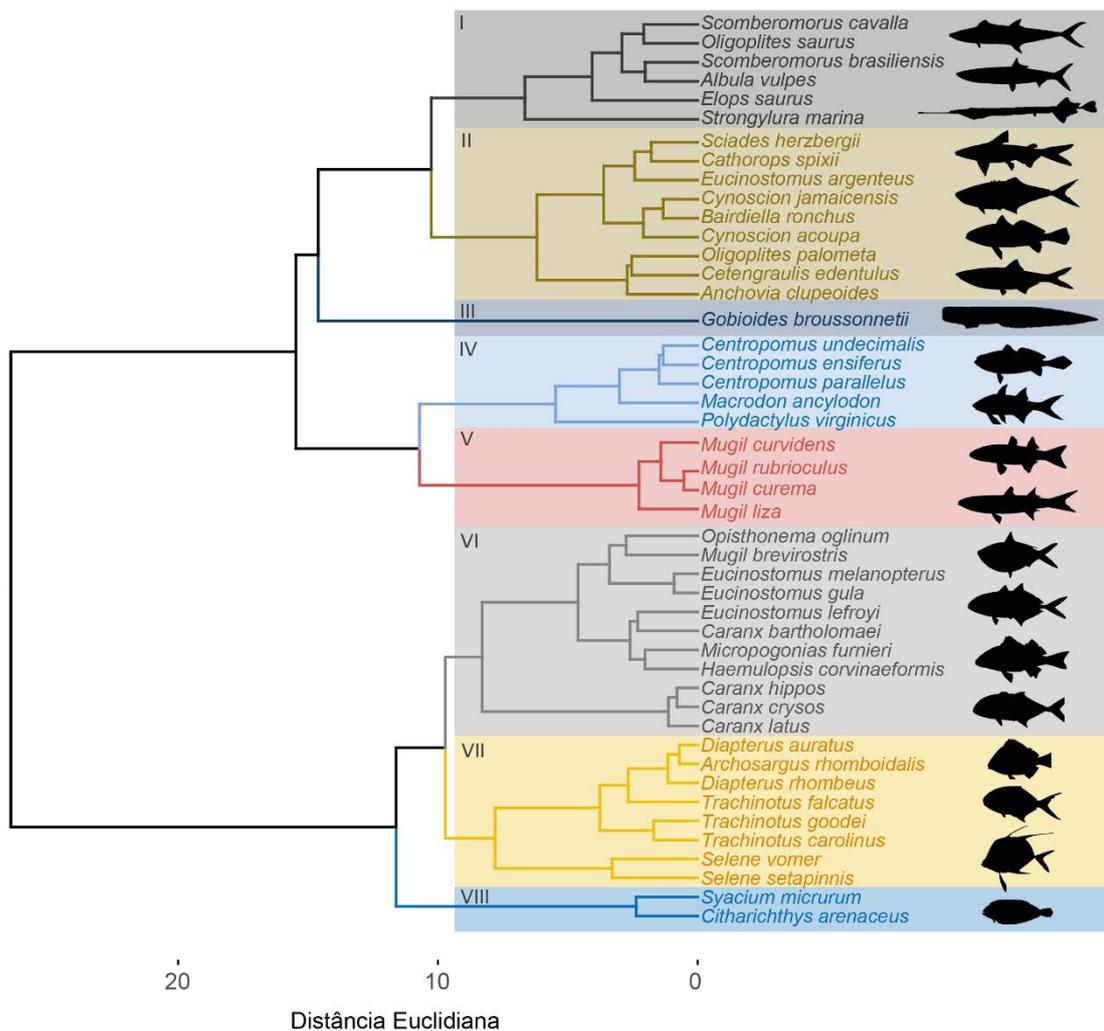


Figura 6. Dendrograma (análise cluster) agrupando as espécies por similaridade com base nos traços funcionais, utilizando o método Ward e distância Euclidiana.

O grupo III foi composto por apenas uma espécie, *Gobioides broussonnetii*, a qual tem hábito alimentar detritívoro, é associada ao fundo e a forma do corpo se distingue por ser achatada. No grupo IV foram agrupadas espécies da família Centropomidae, Polynemidae e um Sciaenidae (*Macrodon ancylodon*) as quais possuem corpo fusiforme e hábito alimentar carnívoro e omnívoro (Figura 6). Espécies do gênero *Mugil* foram agrupadas no grupo V, todas possuem forma do corpo fusiforme, nadadeira caudal furcada e hábito alimentar detritívoro. São majoritariamente estuarino dependentes. Por outro lado, o grupo VI foi caracterizado por espécies de corpo truncado, predominantemente piscívoras e não residentes estuarinas, as quais podem utilizar o estuário em algum estágio da vida.

No grupo VII foram agrupadas espécies marinho-estuarino dependentes e oportunistas, com corpo truncado, as quais são classificadas sendo predominantemente carnívoras que, quando juvenis, possuem alimentação associada a detritos. As espécies desse grupo não realizam grandes migrações, mas a mobilidade na coluna d'água é alta e o nado é relativamente lento. Por fim, o grupo VIII inclui as espécies associadas ao fundo, bentônicas com baixa mobilidade, hábito alimentar carnívoro com alimentação associada à detritos de fundo lamoso principalmente quando juvenis (Figura 6).

Não foram observadas diferenças significativas na composição de traços funcionais para a comunidade quanto às estações, pontos amostrais e interação entre ambos (Tabela 3). A riqueza funcional resultou em alta variabilidade durante a estação seca ($p=0,34$), a equitabilidade funcional foi semelhante em ambas estações ($p=0,91$) e a divergência funcional foi ligeiramente mais baixa nas amostras da estação chuvosa ($p=0,11$; Figura 7). No entanto, os componentes de diversidade funcional foram semelhantes em ambos períodos sazonais, sendo um indicador de redundância funcional.

Tabela 3. Resultados das análises de variância multivariada permutacional (PERMANOVA) considerando a abundância relativa das espécies na comunidade e os traços funcionais, tendo como fatores os pontos de coleta, estações (seca e chuvosa) e a interação entre ambos. Df= graus de liberdade; F = F-statistic; p= p-value. *diferenças significativas.

	Composição ictiíca			Composição funcional		
	Df	F	<i>p</i>	Df	F	<i>p</i>
Pontos	7	3,9397	0,001*	7	0,7121	0,693
Estação	1	2,0246	0,050*	1	1,9840	0,160
Pontos : Estação	7	2,2506	0,001*	7	0,5465	0,828

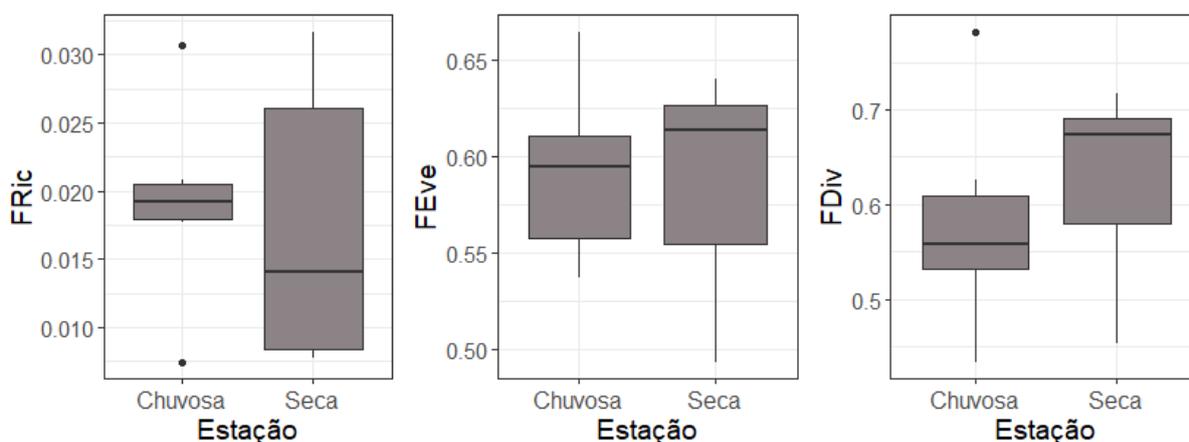


Figura 7. Resultados dos índices de diversidade funcional nas estações sazonais. FRic = riqueza funcional; FEve= equitabilidade funcional e FDiv= divergência funcional

4.4 Variação espaço-temporal da comunidade ictíica

A distância da foz ($r= 0,32$), salinidade ($r= 0,26$), clorofila *a* ($r= 0,17$) e vazão afluente ($r= 0,14$) foram, respectivamente, as variáveis mais bem correlacionadas com a estruturação taxonômica de toda a comunidade ictíica. Já a temperatura foi a variável ambiental que apresentou correlação mais baixa com a estrutura da comunidade ($r= 0,04$) seguida pela turbidez ($r= 0,07$) e pelo oxigênio dissolvido ($r= 0,09$).

Considerando a estação seca, a análise BioEnv indicou que a estrutura da comunidade foi melhor explicada pela correlação das variáveis ambientais distância da boca estuarina e pluviosidade ($r= 0,56$; Tabela 4). Já para a estação chuvosa, a BioEnv indicou que a estruturação da comunidade foi melhor explicada pela correlação das variáveis clorofila *a*, distância da boca estuarina e salinidade ($r= 0,33$; Tabela 4). A análise de Mantel resultou em significância estatística para os subconjuntos decorrente da BioEnv que apresentaram maior poder explicativo ($p= 0,001$), tanto para o período seco quanto para o chuvoso.

Tabela 4. Resultados da análise BioEnv incorporando as variáveis ambientais pareadas com a abundância relativa das espécies por amostra. Chl-a = Clorofila a; D_Foz = Distância da boca estuarina; Sal = Salinidade; Pluv = Pluviosidade mensal; OD% = Oxigênio dissolvido; Temp = Temperatura; Turb = Turbidez; Corr = correlação de Spearman. *Conjunto de características ambientais que melhor se correlacionam com a estrutura da comunidade, por estação.

Parâmetros ambientais							Corr	
							Estação Seca	Estação Chuvosa
D_Foz							0,4935	0,2242
D_Foz	Pluv						0,5678*	-
D_Foz	Turb						-	0,3221
Chl-a	D_Foz	Pluv					0,5482	-
Chl-a	D_Foz	Sal					-	0,3366*
Chl-a	D_Foz	Sal	Pluv				0,5497	-
D_Foz	OD%	Sal	Turb				-	0,3321
Chl-a	D_Foz	OD%	Sal	Pluv			0,4808	-
Chl-a	D_Foz	OD%	Sal	Turb			-	0,3358
Chl-a	D_Foz	OD%	Sal	Temp	Pluv		0,4185	-
Chl-a	D_Foz	OD%	Sal	Temp	Turb		-	0,3206
Chl-a	D_Foz	OD%	Sal	Temp	Turb	Pluv	0,3603	0,2759

A distância entre os pontos e a boca estuarina é um fator determinante para a estruturação ictiíca pois é a única variável retida dentre todos os conjuntos de variáveis de maior poder explicativo. A análise de agrupamento resultou em um rearranjo espacial da comunidade de peixes nas diferentes estações (Figura 8). Na seca, os pontos M1 e M2 foram mais semelhantes em composição ictiíca predominando as espécies *Cetengraulis edentulus* (grupo II) e *Trachinotus goodei* (grupo VII), respectivamente (Figura 8a). Já na chuvosa esses dois pontos resultaram em mais similaridade com o ponto L1, sendo a espécie *Mugil rubrioculus* (grupo V) predominante no ponto M1 e *Mugil curema* (grupo V) nos pontos M2 e L1 (Figura 8b).

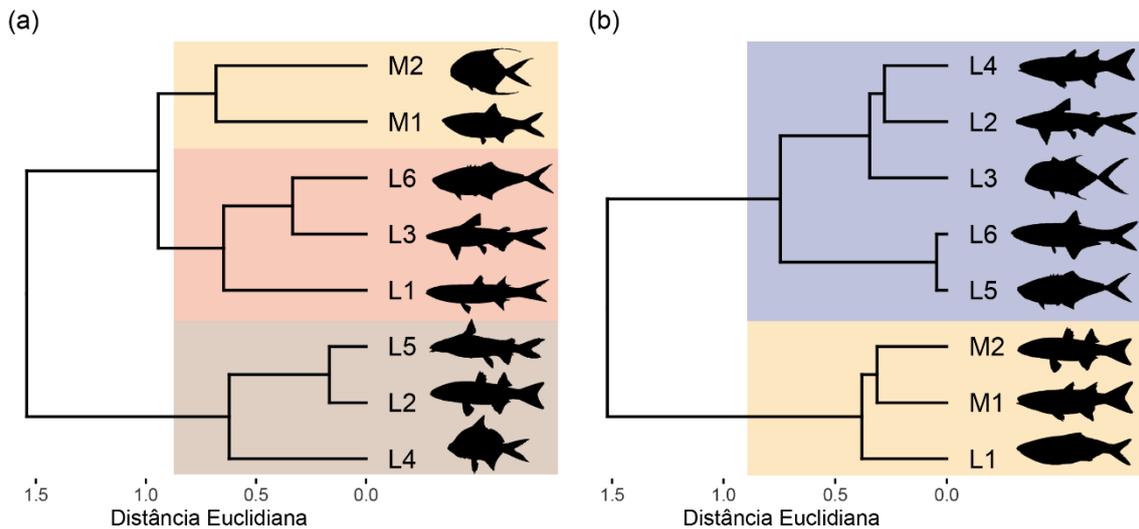


Figura 8. Dendrogramas agrupando os pontos amostrais por similaridade na composição ictiíca para estação seca (a) e chuvosa (b), com base na abundância específica de cada grupo funcional. Ilustrando os morfotipos dos peixes predominantes na comunidade para cada ponto.

Na seca também houve um padrão espacial atenuado na composição dos grupos funcionais para os demais pontos, onde o ponto L1 – com maior densidade de *Mugil curema* (grupo V), se agrupou junto com os pontos L3 e L6, ambos com elevada densidade de *Cathorops spixii* (grupo II) e *Oligoplites palometa* (grupo II). Os pontos L2 e L5 foram mais similares na seca, ambos com predominância de *Cathorops spixii* (grupo II) e *Mugil curema* (grupo V), os quais também resultaram em alta semelhança com o ponto L4 (*Diapterus auratus* – grupo VII) (Figura 8a).

Na chuvosa a composição funcional entre os pontos mais adentro da laguna foi mais similar, onde os pontos L5 e L6 resultaram em alta densidade de *Cathorops spixii* (grupo II), *Sciades herzbergii* (grupo II), *Oligoplites palometa* (grupo II), *Mugil curema* (grupo V) e *Caranx latus* (grupo VI). E, no mesmo grupo na chuvosa, os pontos L2, L3 e L4 resultaram em elevada densidade de *Cathorops spixii* (grupo II), *Caranx hippos* (grupo VI) e *Mugil curema* (grupo V), respectivamente.

5. DISCUSSÃO

De modo geral, a estruturação ambiental da laguna Mundaú durante o presente estudo é semelhante ao postulado por Oliveira e Kjerfve (1993), Melo-Magalhães *et al.* (2004) e Cotovitz Jr. (2012) no que tange a salinidade, temperatura da água, teor de clorofila *a* e pluviosidade média anual. Vários estudos conduzidos no âmbito de ambientes estuarinos discutem sobre a importância dessas variáveis para a estruturação de comunidades ictíicas (BARLETTA *et al.*, 2008; MARSHALL; ELLIOTT, 1998; MOLINA; DUQUE; COGUA, 2020; ZHOU *et al.*, 2019), tendo um efeito significativo principalmente na distribuição dos peixes.

De fato, foram observadas relações significativas entre a composição da comunidade com conjuntos de variáveis ambientais, no entanto, essas relações não são devidas exclusivamente a oscilações na riqueza de espécies, mas principalmente devido a variações na abundância das espécies entre as estações. As espécies *Caranx hippos*, *Diapterus auratus*, *Diapterus rhombeus*, *Gobioides broussonnetii* e *Mugil rubrioculus* ocorreram em ambas estações, contudo foram mais abundantes na estação seca. Essas oscilações na abundância das espécies podem explicar a alta variabilidade na equitabilidade taxonômica entre as amostras para a seca. Além disso, essa variabilidade na equitabilidade na seca também pode estar relacionada com a diferenciação no uso dos recursos dos habitats que é característica dessa estação (BARLETTA *et al.*, 2003).

Como a turbidez foi mais elevada nos pontos com maiores taxas de clorofila *a* durante a estação chuvosa, pode vir a configurar um processo de eutrofização. No entanto, na laguna Mundaú o tempo de renovação das massas de água é em torno de 1 a 2 semanas (média de 16 dias) (OLIVEIRA; KJERFVE, 1993), relativamente rápido comparado com outras lagunas tropicais. Dessa forma, tal fluxo de conversão de águas é descrito por Cotovitz Jr. (2012) como neutralizador para o elevado aporte de nutrientes oriundos do ambiente marinho, fluvial e das descargas de poluentes urbanos. No presente estudo não foram observadas taxas de oxigênio dissolvido consideradas baixas (<5 mg/L). De acordo com Bricker *et al.* (2003), valores abaixo de 5 mg/L são

indicativos de estresse biológico, o qual pode resultar em eutrofização (COTOVICZ JR, 2012).

Ademais, a grande maioria das espécies coletadas foi pouco abundante por ponto amostral, indicando que a comunidade é constituída majoritariamente por espécies raras, sendo a maioria carnívoros de espécies marinho-estuarino oportunistas e marinho vagantes. O recente trabalho de Da Silva e Fabrê (2019) ressalta a importância funcional das espécies raras que foram referidas na presente pesquisa, pois elas são imprescindíveis para a estruturação funcional da comunidade devido ao incremento na diferenciação de nicho entre espécies, principalmente as carnívoras.

Por outro lado, os filtros ambientais, em princípio, podem estar atuando com maior seletividade em algumas localidades da laguna e tenderem a selecionar um *pool* mais específico de espécies predominantes por serem mais adaptadas. Por exemplo, a alta dominância de indivíduos de espécies residentes estuarinas na laguna, como *Cathorops spixii*, pode ser explicada pelo fato de espécies de Ariidae terem alta capacidade de tolerância para baixas salinidades (BARLETTA et al., 2008; BARLETTA; BLABER, 2007; CERVIGÓN, 1985; POSSATTO, 2010). Tal espécie é relatada como importante para a pesca de subsistência em diversas regiões do nordeste do Brasil (BARLETTA; COSTA, 2009; LIMA et al., 2012) e também como um recurso alimentar para peixes de altos níveis tróficos (POSSATTO, 2010), como *Bairdiella ronchus* (CASTRO; ACERO; SANTOS-MARTÍNEZ, 2004).

Como a turbidez está associada com o aumento de matéria orgânica suspensa, também pode fornecer proteção para espécies estuarino residentes (BARLETTA et al., 2005), como os bagres *Cathorops spixii*, pois o aumento da turvação da água dificulta a visibilidade de predadores em potencial. Melo e Teixeira (1992) constataram que invertebrados como Copepoda, Ostracoda e Polychaeta são os principais itens alimentares na dieta de *C. spixii* na laguna Mundaú. A densidade desses invertebrados em estuários está diretamente associada com os níveis de produtividade primária, visto que são organismos que têm hábito alimentar filtrador, consumindo principalmente algas, detritos e partículas orgânicas em suspensão (MELO, 2009).

Também, as altas taxas de clorofila *a* e de turbidez observadas na laguna Mundaú nos pontos L4, L5 e L6 configuram um indicativo de alta produtividade primária, pois essas variáveis são bem relacionadas com a densidade fitoplanctônica (MELO-MAGALHÃES et al., 2009). Esse consiste em um dos principais fatores que afetam a distribuição e abundância de espécies de peixes em ecossistemas estuarinos (KOENING, 2005), devido à dinâmica entre diferentes níveis tróficos.

No presente estudo, uma maior densidade de indivíduos de espécies carnívoras (alto nível trófico) foi observada na estação chuvosa, tais como *Trachinotus goodei*, *Centropomus undecimalis* e *Oligoplites saurus*, as quais possuem alto valor comercial. Dessa forma, como tais espécies de hábito alimentar piscívoro são predominantemente marinhas, elas apresentam baixa tolerância a variações na salinidade. Devido a isso, tendem a estar mais associadas aos pontos do mar (M1 e M2). Tal fato pode ser um potencial fator explicativo para a baixa densidade de espécies dessa guilda na comunidade ao longo do ano. Na chuvosa, como a densidade de piscívoros aumenta relativamente à seca, indivíduos juvenis de *C. spixii* podem vir a ser frequentemente predados por esses peixes piscívoros.

Os grupos funcionais elencados pelo dendrograma se estruturaram agrupando espécies que consomem recursos tróficos semelhantes, por exemplo, espécies piscívoras de nível trófico mais alto (grupo I) foram mais similares de acordo com os traços ecomorfológicos. O fato de tal grupo funcional não ter resultado em densidades elevadas em nenhum ponto e estação indica que as espécies desse grupo foram raras na comunidade, adentrando na laguna ocasionalmente em busca de recursos. É comum que ocorram poucas espécies piscívoras dentro dos estuários, devido às águas geralmente rasas, a associação com manguezais e elevada turbidez, características que agregam proteção aos juvenis contra predadores.

Baixas densidades foram observadas para o grupo funcional III, o qual tem hábito detritívoro. A espécie desse grupo ocorreu na estação seca nos pontos de mais baixa salinidade. O grupo VIII também ocorreu em baixo número em diferentes pontos da laguna, como se tratam de espécies muito associadas ao fundo com hábito alimentar carnívoro, a seletividade do apetrecho de pesca

utilizado pode ter dificultado sua captura. Além disso, pelo fato de serem espécies marinho vagantes, ocorreram pouco no ambiente estuarino.

As espécies do grupo IV foram mais abundantes na estação chuvosa (0,70%) do que na seca (0,33%). Devido às espécies desse grupo serem, em maioria, marinho-estuarino dependentes, elas ocorrem no ambiente estuarino principalmente em estágio juvenil para aproveitar da função de berçário desse ecossistema (POTTER et al., 2015), dessa forma na estação chuvosa os recursos tróficos e de proteção para os juvenis estão disponíveis em elevada quantidade devido ao regime pluvial.

Por outro lado, foram mais frequentes na comunidade em ambas estações espécies do grupo II, e frequentes na seca espécies do grupo VII, os quais são compostos por espécies carnívoras de hábito demersal com alimentação associada à cadeia detritívora, principalmente quando juvenis. Em ecossistemas estuarinos a cadeia detritívora é deveras importante, visto que é procedente da entrada de matéria orgânica particulada oriunda da decomposição de organismos do ambiente marinho e fluvial adjacente (MCLUSKY; ELLIOTT, 2004). A suspensão dessas partículas aumenta a turbidez das águas e consistem em alimento para inúmeros invertebrados e peixes, sendo cruciais para a manutenção ecossistêmica. Dessa forma, o grupo funcional V, o qual englobou a grande maioria das espécies da família Mugilidae, é caracterizado por hábito alimentar exclusivamente associado à detritívora e, dessa maneira, foi frequente principalmente na estação chuvosa que é quando há mais elevada carga de matéria orgânica suspensa.

É interessante ressaltar que o grupo funcional VI foi frequente somente na estação chuvosa. Tal grupo é caracterizado por espécies predominantemente piscívoras e de hábito marinho-estuarino oportunista, o fato de ter resultado em densidade mais elevada na chuvosa evidencia a particularidade oportunista das espécies desse grupo, as quais estão entrando no estuário ocasionalmente durante as chuvas provavelmente em busca de recursos tróficos que se tornam mais abundantes devido à alta descarga de nutrientes nesse período.

Os indicativos de redundância funcional sazonal observados podem estar relacionados com a alta incidência de espécies raras na comunidade (DA SILVA; FABRÉ, 2019), as quais garantem a permanência das funções que

desempenham no ecossistema frente às variabilidades do ambiente estuarino e rotatividade entre espécies. Pois, os rearranjos espaciais e sazonais das espécies contribuem para uma estabilidade ecossistêmica, fazendo com que os recursos tróficos e associados à diversidade de habitats sejam melhor utilizados pelas espécies que compõem os distintos grupos funcionais, garantindo assim um certo grau de resiliência ao ecossistema estudado.

6. CONCLUSÃO

Os resultados demonstram que diferentes conjuntos de fatores abióticos exercem potencial controle sazonal na distribuição e abundância de espécies de peixes dentro da laguna, visto que ocorre um arranjo espacial distinto na comunidade ictiíca ao longo do ano. Na estação chuvosa a composição de espécies de peixes da laguna Mundaú varia ao longo do gradiente de habitats em direção à boca do estuário, onde as assembleias se estruturam de forma distinta por conta, preponderantemente, das flutuações nas concentrações de salinidade e clorofila *a*. Dessa maneira, entende-se que a estrutura taxonômica da comunidade responde às variações sazonais nas condições ambientais. Além disso, concluímos também que apesar de haver indícios de redundância funcional na comunidade sazonalmente, diferentes grupos funcionais predominam em cada estação, indicando a existência de diferenciação de nicho entre os grupos.

7. REFERÊNCIAS

- ABLE, K. W. A re-examination of fish estuarine dependence: Evidence for connectivity between estuarine and ocean habitats. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 64, n. 1, p. 5–17, jul. 2005.
- ALBOUY, C. et al. Predicting trophic guild and diet overlap from functional traits: statistics, opportunities and limitations for marine ecology. **Marine Ecology Progress Series**, v. 436, p. 17–28, 31 ago. 2011.
- ALEXANDRIDIS, N. et al. Individual-based simulation of the spatial and temporal dynamics of macroinvertebrate functional groups provides insights into benthic community assembly mechanisms. **PeerJ**, v. 6, p. e5038, 18 jun. 2018.
- BARLETTA, M. et al. Seasonal changes in density, biomass, and diversity of estuarine fishes in tidal mangrove creeks of the lower Caeté Estuary (northern Brazilian coast, east Amazon). **Marine Ecology Progress Series**, v. 256, p. 217–228, 2003.
- BARLETTA, M. et al. The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. **Journal of Fish Biology**, v. 66, n. 1, p. 45–72, jan. 2005.
- BARLETTA, M. et al. Factors affecting seasonal variations in demersal fish assemblages at an ecocline in a tropical-subtropical estuary. **Journal of Fish Biology**, v. 73, n. 6, p. 1314–1336, out. 2008.
- BARLETTA, M.; BLABER, S. J. Comparison of fish assemblages and guilds in tropical habitats of the Embley (Indo-West Pacific) and Caeté (Western Atlantic) estuaries. **Bulletin of marine science**, v. 80, n. 3, p. 647–680, 2007.
- BARLETTA, M.; COSTA, M. Living and non-living resources exploitation in a tropical semi-arid estuary. **Journal of Coastal Research**, p. 371–375, 2009.
- BARLETTA-BERGAN, A.; BARLETTA, M.; SAINT-PAUL, U. Structure and Seasonal Dynamics of Larval Fish in the Caeté River Estuary in North Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 54, n. 2, p. 193–206, fev. 2002.
- BARROS, F. et al. A framework for investigating general patterns of benthic β -diversity along estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 149, p. 223–231, ago. 2014.
- BASTOS, R. F. Composição, abundância e diversidade da ictiofauna de sangradouros litorâneos: influência do gradiente límnico-marinho e variações sazonais. p. 74, 2012.

BECK, D. (ED.). The role of nearshore ecosystems as fish and shellfish nurseries. In: **Handbook of Colorectal Surgery, Second Edition**. [s.l.] CRC Press, 2003. p. 1–12.

BECK, M. W. et al. The Identification, Conservation, and Management of Estuarine and Marine Nurseries for Fish and Invertebrates. **BioScience**, v. 51, n. 8, p. 633, 2001.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**. [s.l.] Artmed Editora, 2009.

BERTOLINI, C. et al. How to cope in heterogeneous coastal environments: Spatio-temporally endogenous circadian rhythm of valve gaping by mussels. **Science of The Total Environment**, v. 768, p. 145085, maio 2021.

BLABER, S. **Fish and fisheries in tropical estuaries**. [s.l.] Springer Science & Business Media, 1997. v. 22

BLABER, S. J. M. Deep sea, estuarine and freshwater fishes: life history strategies and ecological boundaries. **Southern African Journal of Aquatic Sciences**, v. 17, n. 1–2, p. 2–11, jun. 1991.

BLABER, S. J. M.; BLABER, T. G. Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. **Journal of Fish Biology**, v. 17, n. 2, p. 143–162, ago. 1980.

BLABER, S. J. M.; BREWER, D. T.; SALINI, J. P. Species composition and biomasses of fishes in different habitats of a tropical Northern Australian estuary: Their occurrence in the adjoining sea and estuarine dependence. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 29, n. 6, p. 509–531, dez. 1989.

BRICKER, S.; FERREIRA, J.; SIMAS, T. An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. **Ecological modelling**, v. 169, n. 1, p. 39–60, 2003.

CABERTY, S.; BOUCHEREAU, J.; CHAVES, P. Organisation et fonctionnement trophiques de l'assemblage ichtyque d'un écosystème lagunaire à mangrove antillais au moyen de l'indice trophique de contribution. **Cahiers de biologie marine**, v. 45, n. 1, p. 243–254, 2004.

CADOTTE, M. W. The new diversity: management gains through insights into the functional diversity of communities: Editorial. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, n. 5, p. 1067–1069, out. 2011.

CASTILLO-RIVERA, M. Influence of Rainfall Pattern in the Seasonal Variation of Fish Abundance in a Tropical Estuary with Restricted Marine Communication. **Journal of Water Resource and Protection**, v. 05, n. 03, p. 311–319, 2013.

CASTRO, L. T.; ACERO, A.; SANTOS-MARTÍNEZ, A. Ecología trófica de la Carrura Bairdiella ronchus (Pisces: Sciaenidae) en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano. **Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales**, v. 109, p. 529–534, 2004.

CATTRIJSSE, A.; HAMPEL, H. European intertidal marshes: a review of their habitat functioning and value for aquatic organisms. **Marine Ecology Progress Series**, v. 324, p. 293–307, 2006.

CERVIGÓN, F. The ichthyofauna of the Orinoco estuarine water delta in the west Atlantic coast, Caribbean. **Fish Community Ecology in Estuaries and Coastal Lagoons: Towards an Ecosystem Integration**, p. 57–78, 1985.

CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 3, p. 93–103, set. 2009.

CLARKE, K.; AINSWORTH, M. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. **Marine Ecology Progress Series**, v. 92, p. 205–219, 1993.

COLOMBANO, D. et al. Estuarine-terrestrial habitat gradients enhance nursery function for resident and transient fishes in the San Francisco Estuary. **Marine Ecology Progress Series**, v. 637, p. 141–157, 5 mar. 2020.

COSTA, C.; DAVY, A. Coastal saltmarsh communities of Latin America. In: **Coastal plant communities of Latin America**. [s.l.] Elsevier, 1992. p. 179–199.

COTOVICZ JR, L. C. Aplicação de modelos (ASSETS e TRIX) para avaliação do estado trófico e cenário futuro da eutrofização do complexo estuarino-lagunar Mundaú-Manguaba,(AL). v. Dissertação (Mestrado em Geociências-Geoquímica Ambiental), n. Universidade Federal Fluminense, p. 122, 2012.

CYRUS, D.; BLABER, S. The influence of turbidity on juvenile marine fishes in estuaries. Part 1. Field studies at Lake St. Lucia on the southeastern coast of Africa. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 109, n. 1, p. 53–70, 1987.

DA SILVA LIMA, C. S. et al. Strategies of resource partitioning between two sympatric puffer fishes in a tropical hypersaline estuary, Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, v. 101, n. 7, p. 1105–1119, jul. 2018.

DA SILVA, V. et al. Spatial distribution of juvenile fish species in nursery grounds of a tropical coastal area of the south-western Atlantic. **Acta Ichthyologica et Piscatoria**, v. 48, n. 1, p. 9–18, 31 mar. 2018.

DA SILVA, V. E. L.; FABRÉ, N. N. Rare Species Enhance Niche Differentiation Among Tropical Estuarine Fish Species. **Estuaries and Coasts**, v. 42, n. 3, p. 890–899, maio 2019.

DANTAS, D. V. et al. Nursery Habitat Shifts in an Estuarine Ecosystem: Patterns of Use by Sympatric Catfish Species. **Estuaries and Coasts**, v. 35, n. 2, p. 587–602, mar. 2012.

DAY, J. W.; YÁÑEZ-ARANCIBIA, A. Coastal Lagoons and Estuaries, Ecosystem Approach. **Ciencias del Mar, OEA**, p. 17, jan. 1982.

DE ANDRADE-TUBINO, M. F. et al. How are fish assemblages and feeding guilds organized in different tropical coastal systems? Comparisons among oceanic beaches, bays and coastal lagoons. **Hydrobiologia**, v. 847, n. 2, p. 403–419, jan. 2020.

DE MIRANDA, L. B. **Princípios de Oceanografia Física de Estuários Vol. 42**. [s.l.] Edusp, 2002.

DE MOURA, P. M.; VIEIRA, J. P.; GARCIA, A. M. Fish abundance and species richness across an estuarine–freshwater ecosystem in the Neotropics. **Hydrobiologia**, v. 696, n. 1, p. 107–122, out. 2012.

DÍAZ, S.; CABIDO, M. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 16, n. 11, p. 646–655, nov. 2001.

EICK, D.; THIEL, R. Fish assemblage patterns in the Elbe estuary: guild composition, spatial and temporal structure, and influence of environmental factors. **Marine Biodiversity**, v. 44, n. 4, p. 559–580, dez. 2014.

ELLIOTT, M. et al. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. **Fish and Fisheries**, v. 8, n. 3, p. 241–268, set. 2007.

FAUTH, J. E. et al. Simplifying the Jargon of Community Ecology: A Conceptual Approach. **The American Naturalist**, v. 147, n. 2, p. 282–286, fev. 1996.

FÉLIX, F. C. et al. Utilization patterns of surf zone inhabiting fish from beaches in Southern Brazil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 2, n. 1, p. 27–39, 2007.

FERREIRA, V. et al. Composition of the fish fauna in a tropical estuary: the ecological guild approach. **Scientia Marina**, v. 83, n. 2, p. 133, 18 jun. 2019.

GARNIER, E.; NAVAS, M.-L. A trait-based approach to comparative functional plant ecology: concepts, methods and applications for agroecology. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 32, n. 2, p. 365–399, 1 abr. 2012.

GRAY, C. A.; ROTHERHAM, D.; JOHNSON, D. D. Consistency of temporal and habitat-related differences among assemblages of fish in coastal lagoons. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 95, n. 4, p. 401–414, dez. 2011.

HARRIS, S. A.; CYRUS, D. P. Comparison of larval fish assemblages in three large estuarine systems, KwaZulu-Natal, South Africa. **Marine Biology**, v. 137, n. 3, p. 527–541, 1 out. 2000.

HARRISON, T. D.; WHITFIELD, A. K. Temperature and salinity as primary determinants influencing the biogeography of fishes in South African estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 66, n. 1–2, p. 335–345, jan. 2006.

HEINO, J. et al. Ecological filters and variability in stream macroinvertebrate communities: do taxonomic and functional structure follow the same path? **Ecography**, v. 30, n. 2, p. 217–230, abr. 2007.

HENRIQUES, S. et al. Processes underpinning fish species composition patterns in estuarine ecosystems worldwide. **Journal of Biogeography**, v. 44, n. 3, p. 627–639, mar. 2017.

HODGSON, J. et al. Allocating CSR plant functional types: a soft approach to a hard problem. **Oikos**, p. 282–294, 1999.

HOEINGHAUS, D. J.; WINEMILLER, K. O.; BIRNBAUM, J. S. Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs. functional groups. **Journal of Biogeography**, v. 34, n. 2, p. 324–338, fev. 2007.

HOOPER, D. U. et al. Species diversity, functional diversity, and ecosystem functioning. p. 56, jan. 2002.

HOSSAIN, M. S. et al. Fish diversity and habitat relationship with environmental variables at Meghna river estuary, Bangladesh. **The Egyptian Journal of Aquatic Research**, v. 38, n. 3, p. 213–226, 2012.

JACKSON, D. A.; PERES-NETO, P. R.; OLDEN, J. D. What controls who is where in freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 58, n. 1, p. 157–170, 2001.

JANKOWSKI, J. E. et al. Beta diversity along environmental gradients: implications of habitat specialization in tropical montane landscapes. **Journal of Animal Ecology**, v. 78, n. 2, p. 315–327, mar. 2009.

KISSICK, A. L. et al. Different responses of predator and prey functional diversity to fragmentation. **Ecological Applications**, v. 28, n. 7, p. 1853–1866, out. 2018.

KJERFVE, B. Coastal lagoons. In: **Elsevier oceanography series**. [s.l.] Elsevier, 1994. v. 60p. 1–8.

KJERFVE, B.; MAGILL, K. E. Geographic and hydrodynamic characteristics of shallow coastal lagoons. **Marine geology**, v. 88, n. 3–4, p. 187–199, 1989.

KNOPPERS, B.; EKAU, W.; FIGUEIREDO, A. G. The coast and shelf of east and northeast Brazil and material transport. **Geo-Marine Letters**, v. 19, n. 3, p. 171–178, 1999.

KOENING, M. L. Influência da eutrofização do Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú/Manguaba, Alagoas-Brasil sobre a comunidade fitoplânctônica. 2005.

KRUK, C. et al. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 3, p. 614–627, mar. 2010.

KRUMME, U. et al. Contribution to the feeding ecology of the predatory wingfin anchovy *Pterengraulis atherinoides* (L.) in north Brazilian mangrove creeks. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 21, n. 6, p. 469–477, 2005.

LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**, v. 91, n. 1, p. 299–305, jan. 2010.

LASSERRE, P. Coastal lagoons: sanctuary ecosystems, cradles of culture, targets for economic growth. **Nature and Resources**, 1979.

LEFCHECK, J. S.; BASTAZINI, V. A.; GRIFFIN, J. N. Choosing and using multiple traits in functional diversity research. **Environmental Conservation**, v. 42, n. 2, p. 104–107, 2015.

LEGENDRE, P.; BORCARD, D.; PERES-NETO, P. R. Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. **Ecological monographs**, v. 75, n. 4, p. 435–450, 2005.

LESSA, G. C. et al. Brazilian Estuaries: A Geomorphologic and Oceanographic Perspective. In: LANA, P. DA C.; BERNARDINO, A. F. (Eds.). . **Brazilian Estuaries**. Brazilian Marine Biodiversity. Cham: Springer International Publishing, 2018. p. 1–37.

LIMA, A. et al. Early development and allometric shifts during the ontogeny of a marine catfish (*Cathorops spixii*-Ariidae). **Journal of Applied Ichthyology**, v. 28, n. 2, p. 217–225, 2012.

LITCHMAN, E. et al. Linking traits to species diversity and community structure in phytoplankton. **Hydrobiologia**, v. 653, n. 1, p. 15–28, out. 2010.

LÓPEZ-DELGADO, E. O.; WINEMILLER, K. O.; VILLA-NAVARRO, F. A. Local environmental factors influence beta-diversity patterns of tropical fish assemblages more than spatial factors. **Ecology**, v. 101, n. 2, fev. 2020.

LUCK, G. W. et al. Quantifying the Contribution of Organisms to the Provision of Ecosystem Services. **BioScience**, v. 59, n. 3, p. 223–235, mar. 2009.

MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. [s.l.] John Wiley & Sons, 2013.

MARSHALL, S.; ELLIOTT, M. Environmental Influences on the Fish Assemblage of the Humber Estuary, U.K. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 46, n. 2, p. 175–184, fev. 1998.

MASON, N. W. H. et al. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. **Oikos**, v. 111, n. 1, p. 112–118, out. 2005.

MATIĆ-SKOKO, S. et al. Species composition, seasonal fluctuations, and residency of inshore fish assemblages in the Pantan estuary of the eastern middle Adriatic. **Acta Adriatica: International journal of Marine Sciences**, v. 46, n. 2, p. 201–212, 2005.

MAYFIELD, M. M. et al. Species and functional diversity of native and human-dominated plant communities. **Ecology**, v. 86, n. 9, p. 2365–2372, set. 2005.

- MCLUSKY, D. S.; ELLIOTT, M. **The estuarine ecosystem: ecology, threats and management.** [s.l.] OUP Oxford, 2004.
- MELO, A. S. O que ganhamos “confundindo” riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotropica**, v. 8, n. 3, p. 21–27, set. 2008.
- MELO, A. S. Explaining dissimilarities in macroinvertebrate assemblages among stream sites using environmental variables. **Zoologia (Curitiba)**, v. 26, n. 1, p. 79–84, mar. 2009.
- MELO, S.; TEIXEIRA, R. Distribuição, reprodução e alimentação de *Cathorops spixii* e *Arius rugispinis* (Pisces: Ariidae) do complexo Mundaú/Manguaba, Maceió-AL. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 52, n. 1, p. 169–180, 1992.
- MELO-MAGALHÃES, E.; KOENING, M. L.; SANT’ANNA, C. L. Fitoplâncton e variáveis ambientais nos canais do sistema estuarino lagunar Mundaú/Manguaba, Alagoas, Brasil. **Hoehnea**, v. 31, n. 1, p. 73–86, 2004.
- MELO-MAGALHÃES, EM. et al. Determination of eutrophic areas in Mundaú/Manguaba lagoons, Alagoas-Brazil, through studies of the phytoplanktonic community. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 2, p. 271–280, maio 2009.
- MEYNARD, C. N. et al. Beyond taxonomic diversity patterns: how do α , β and γ components of bird functional and phylogenetic diversity respond to environmental gradients across France?: Multiple facets of diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 20, n. 6, p. 893–903, nov. 2011.
- MIRANDA, J. R. et al. Changes in four complementary facets of fish diversity in a tropical coastal lagoon after 18 years: a functional interpretation. **Marine Ecology Progress Series**, v. 304, p. 1–13, 2005.
- MODÉLAN, J. et al. Zooplankton community structure in a highly turbid environment (Charente estuary, France): Spatio-temporal patterns and environmental control. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 88, n. 2, p. 219–232, jun. 2010.
- MOLINA, A.; DUQUE, G.; COGUA, P. Influences of environmental conditions in the fish assemblage structure of a tropical estuary. **Marine Biodiversity**, v. 50, n. 1, p. 5, fev. 2020.

MONIRUZZAMAN, M. et al. Spatial heterogeneity within habitat indicates the community assemblage pattern and life strategies. **Ecological Indicators**, v. 123, p. 107365, abr. 2021.

MOUCHET, M. A. et al. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules: Functional diversity measures. **Functional Ecology**, v. 24, n. 4, p. 867–876, 15 mar. 2010.

NAGELKERKEN, I. et al. The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: A review. **Aquatic Botany**, v. 89, n. 2, p. 155–185, ago. 2008.

NOGUEIRA, I. DE S. et al. Diversidade (alfa, beta e gama) da comunidade fitoplanctônica de quatro lagos artificiais urbanos do município de Goiânia, GO. **Hoehnea**, v. 35, n. 2, p. 219–233, jun. 2008.

ODUM, W. E.; HEALD, E. J. Trophic Analyses of an Estuarine Mangrove Community. **Bulletin of Marine Science**, p. 68, 1 jan. 1972.

OLIVEIRA, A. M.; KJERFVE, B. Environmental Responses of a Tropical Coastal Lagoon System to Hydrological Variability: Mundaú-Manguaba, Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 37, n. 6, p. 575–591, dez. 1993.

PASSOS, C. V. B. et al. Estuarization increases functional diversity of demersal fish assemblages in tropical coastal ecosystems: estuarization and functional diversity. **Journal of Fish Biology**, v. 89, n. 1, p. 847–862, jul. 2016.

PAYNE, N. L.; GILLANDERS, B. M. Assemblages of fish along a mangrove–mudflat gradient in temperate Australia. **Marine and Freshwater Research**, v. 60, n. 1, p. 1–13, 2009.

PERKINS, E. J. Biology of estuaries and coastal waters. 1974.

PETCHEY, O. L. On the statistical significance of functional diversity effects. **Functional Ecology**, v. 18, n. 3, p. 297–303, jun. 2004.

PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity (FD), species richness and community composition. **Ecology Letters**, v. 5, n. 3, p. 402–411, maio 2002.

PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology Letters**, v. 9, n. 6, p. 741–758, jun. 2006a.

PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology Letters**, v. 9, n. 6, p. 741–758, jun. 2006b.

POSSATTO, F. E. Ecologia alimentar nas diferentes fases ontogenéticas de *Cathorops spixii*, *C. agassizii*, e *Sciades herzbergii* (Actinopterygii Ariidae). 2010.

POTTER, I. C. et al. The concept of an estuary: A definition that incorporates systems which can become closed to the ocean and hypersaline. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 87, n. 3, p. 497–500, abr. 2010.

POTTER, I. C. et al. 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, jun. 2015.

POTTER, I. C.; CLARIDGE, P. N.; WARWICK, R. M. Consistency of seasonal changes in an estuarine fish assemblage. **Marine Ecology Progress Series**, v. 32, n. 2/3, p. 217–228, 1986.

PRITCHARD, D. W. Estuarine Hydrography. In: **Advances in Geophysics**. [s.l.] Elsevier, 1952. v. 1p. 243–280.

QUIRINO, B. A. et al. Macrophyte stand complexity explains the functional α and β diversity of fish in a tropical river-floodplain. **Aquatic Sciences**, v. 83, n. 1, p. 12, jan. 2021.

RAMOS, S.; RÉ, P.; BORDALO, A. A. Environmental control on early life stages of flatfishes in the Lima Estuary (NW Portugal). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 83, n. 2, p. 252–264, jun. 2009.

RANGELY, J.; FABRÉ, N. N.; TIBURTINO, C. Estratégias de pesca artesanal no litoral marinho alagoano (Brasil). **Bol. Inst. Pesca**, p. 13, 2010.

REIS-FILHO, J. A. Efeito da perda de habitat natural sobre a ictiofauna de áreas rasas em um estuário tropical. **Dissertação (Mestrado) Instituto de Biologia da Universidade Federal da Bahia**, p. 73, 2011.

ROOT, R. B. The Niche Exploitation Pattern of the Blue-Gray Gnatcatcher. **Ecological Monographs**, v. 37, n. 4, p. 317–350, set. 1967.

ROZAS, L. P.; ZIMMERMAN, R. J. Small-scale patterns of nekton use among marsh and adjacent shallow nonvegetated areas of the Galveston Bay Estuary, Texas (USA). **Marine Ecology Progress Series**, v. 193, p. 217–239, 2000.

RUEDA, M.; DEFEO, O. Spatial structure of fish assemblages in a tropical estuarine lagoon: combining multivariate and geostatistical techniques. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 296, n. 1, p. 93–112, 2003.

SALES, N. DOS S. et al. Do the shallow-water habitats of a hypersaline tropical estuary act as nursery grounds for fishes? **Marine Ecology**, v. 39, n. 1, p. e12473, fev. 2018.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. **Perfil dos ecossistemas litorâneos brasileiros, com especial ênfase sobre o ecossistema manguezal**. [s.l: s.n.].

SHEAVES, M. Consequences of ecological connectivity: the coastal ecosystem mosaic. **Marine Ecology Progress Series**, v. 391, p. 107–115, 28 set. 2009.

SHEAVES, M. et al. Nursery Function Drives Temporal Patterns in Fish Assemblage Structure in Four Tropical Estuaries. **Estuaries and Coasts**, v. 36, n. 5, p. 893–905, set. 2013.

SHEAVES, M. J.; MOLONY, B. W.; TOBIN, A. J. Spawning migrations and local movements of a tropical sparid fish. **Marine Biology**, v. 133, n. 1, p. 123–128, 1 jan. 1999.

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

SOSA-LÓPEZ, A. et al. Fish species richness decreases with salinity in tropical coastal lagoons: Fish species richness decreases with salinity. **Journal of Biogeography**, v. 34, n. 1, p. 52–61, 18 set. 2006.

SPACH, H. L. et al. Temporal variation in fish assemblage composition on a tidal flat. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 52, n. 1, p. 47–58, 2004.

SÚAREZ, Y. R. Variação espacial e temporal na diversidade e composição de espécies de peixes em riachos da bacia do Rio Ivinhema, Alto Rio Paraná. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 3, p. 197–204, set. 2008.

TERESA, F. B. et al. Diversidade funcional de comunidades de peixes de riacho. **Oecologia Australis**, v. 25, n. 02, p. 415–432, 16 jun. 2021.

TILMAN, D. The Influence of Functional Diversity and Composition on Ecosystem Processes. **Science**, v. 277, n. 5330, p. 1300–1302, 29 ago. 1997.

TILMAN, D. Functional Diversity: Encyclopedia of Biodiversity. v. 3, p. 12, jan. 2001.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. Reservoirs and human well being: new challenges for evaluating impacts and benefits in the neotropics. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, p. 1133–1135, 2008.

VEGA-CENDEJAS, MA. E.; HERNÁNDEZ DE SANTILLANA, M. Fish community structure and dynamics in a coastal hypersaline lagoon: Rio Lagartos, Yucatan, Mexico. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 60, n. 2, p. 285–299, jun. 2004.

VIDY, G. Estuarine and mangrove systems and the nursery concept: which is which? The case of the Sine Saloum system (Senegal). **Wetlands Ecology and Management**, v. 8, n. 1, p. 37–51, 2000.

VILLÉGER, S. et al. Functional ecology of fish: current approaches and future challenges. **Aquatic Sciences**, v. 79, n. 4, p. 783–801, out. 2017.

VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, v. 89, n. 8, p. 2290–2301, ago. 2008.

VIOLLE, C. et al. Let the concept of trait be functional! **Oikos**, v. 116, n. 5, p. 882–892, maio 2007.

WALKER, B.; KINZIG, A.; LANGRIDGE, J. Plant Attribute Diversity, Resilience, and Ecosystem Function: The Nature and Significance of Dominant and Minor Species. p. 19, jan. 1999.

WALLACE, J. H.; VAN DER ELST, R. The estuarine fishes of the East Coast of South Africa-(v. 1): Species composition and length distribution in the estuarine and marine environments.-Seasonal abundance and migrations.-(v. 2): Reproduction.-(v. 3): Occurrence of juveniles in estuaries.-Ecology, estuarine dependence and status. 1975.

WEILHOEFER, C. L.; MATTEUCCI, C. N.; TURNER, F. Multiple Estuarine Gradients Influencing Tidal Flat Benthic Algal Biomass and Community Structure in the Yaquina Estuary, OR, USA. **Estuaries and Coasts**, v. 44, n. 5, p. 1392–1407, jul. 2021.

WELCOMME, R. L.; WINEMILLER, K. O.; COWX, I. G. Fish environmental guilds as a tool for assessment of ecological condition of rivers. **River Research and Applications**, v. 22, n. 3, p. 377–396, mar. 2006.

WEN, C. K. et al. Evaluating the effects of marine reserves on diet, prey availability and prey selection by juvenile predatory fishes. **Marine Ecology Progress Series**, v. 469, p. 133–144, 2012.

WHITFIELD, A. Why are there so few freshwater fish species in most estuaries? **Journal of fish biology**, v. 86, n. 4, p. 1227–1250, 2015.

- WHITFIELD, A. K. An estuary-association classification for the fishes of southern Africa. **South African Journal of Science**, v. 90, n. 7, p. 411–417, 1994.
- WHITFIELD, A. K. Ichthyofaunal assemblages in estuaries: a South African case study. **Reviews in fish biology and fisheries**, v. 9, n. 2, p. 151–186, 1999.
- WHITTAKER, R. H. Evolution and measurement of species diversity. **Taxon**, v. 21, n. 2–3, p. 213–251, 1972.
- WINEMILLER, K. O.; LESLIE, M. A. Fish assemblages across a complex, tropical freshwater/marine ecotone. **Environmental Biology of Fishes**, v. 34, n. 1, p. 29–50, maio 1992.
- YAMAMOTO, J. K.; LANDIM, P. M. B. **Geoestatística: conceitos e aplicações**. [s.l.] Oficina de textos, 2015.
- ZHANG, H. et al. Using functional trait diversity to evaluate the contribution of multiple ecological processes to community assembly during succession. **Ecography**, v. 38, n. 12, p. 1176–1186, dez. 2015.
- ZHOU, L. et al. Fish assemblage in the Pearl River Estuary: Spatial-seasonal variation, environmental influence and trends over the past three decades. **Journal of Applied Ichthyology**, p. jai.13912, 15 abr. 2019.