



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA  
CAMPUS I – CAMPINA GRANDE  
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO  
CURSO DE DOUTORADO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO**

**CAROLINE STEFANI DA SILVA LIMA**

**PADRÕES DE DIVERSIDADE TAXONÔMICA, FUNCIONAL E  
FILOGENÉTICA NA ESTRUTURAÇÃO DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES EM  
TRÊS ESTUÁRIOS TROPICAIS**

**CAMPINA GRANDE – PB  
2023**

CAROLINE STEFANI DA SILVA LIMA

**PADRÕES DE DIVERSIDADE TAXONÔMICA, FUNCIONAL E  
FILOGENÉTICA NA ESTRUTURAÇÃO DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES EM  
TRÊS ESTUÁRIOS TROPICAIS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba como requisito parcial para obtenção do título de Doutor(a) em Ecologia e Conservação.

**Área de concentração:** Biodiversidade e Conservação em Ecossistemas Terrestres e Aquáticos

**Orientador:** Prof. Dr. André Luiz Machado Pessanha

**CAMPINA GRANDE – PB  
2023**

É expressamente proibido a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano do trabalho.

L732p Lima, Caroline Stefani da Silva.  
Padrões de diversidade taxonômica, funcional e filogenética na estruturação das assembleias de peixes em três estuários tropicais [manuscrito] / Caroline Stefani da Silva Lima. - 2023.  
169 p. : il. colorido.  
  
Digitado.  
Tese (Doutorado em Ecologia e Conservação) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, 2023.  
"Orientação : Prof. Dr. André Luiz Machado Pessanha, Departamento de Biologia - CCBS. "  
1. Ictiofauna estuarina. 2. Estabilidade do ecossistema. 3. Dinâmica temporal. I. Título  
  
21. ed. CDD 577.6

CAROLINE STEFANI DA SILVA LIMA

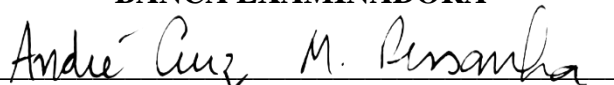
**PADRÕES DE DIVERSIDADE TAXONÔMICA, FUNCIONAL E FILOGENÉTICA  
NA ESTRUTURAÇÃO DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES EM TRÊS ESTUÁRIOS  
TROPICAIS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba como requisito parcial para obtenção do título de Doutor(a) em Ecologia e Conservação.

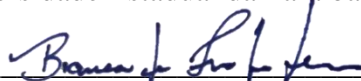
**Área de concentração:** Biodiversidade e Conservação em Ecossistemas Terrestres e Aquáticos

Aprovada em: 16 de fevereiro de 2023.

**BANCA EXAMINADORA**



Prof. Dr. André Luiz Machado Pessanha (Orientador)  
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



Profa. Dra. Bianca de Freitas Terra  
Universidade Estadual Vale do Acaraú (UVA)

Documento assinado digitalmente



NIDIA NOEMI FABRE  
Data: 17/03/2023 09:44:42-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>


Profa. Dra. Nidia Noemi Fabré  
Universidade Federal de Alagoas (UFAL)

Documento assinado digitalmente



ALEXANDRE MIRANDA GARCIA  
Data: 15/03/2023 07:30:29-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Alexandre Miranda Garcia  
Universidade Federal do Rio Grande (FURG)



Dra. Marina Dolbeth  
Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental da Universidade do Porto (CIIMAR)

A Harry (*in memoriam*), pelo aprendizado e companheirismo.

A todos os familiares e amigos pelo apoio e incentivo.

A todos os cientistas brasileiros, pelos dias de luta.

Dedico.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a meus pais, Ivanildo e Cícera e minhas irmãs, Iara e Cibelle, pelo apoio durante a minha formação acadêmica. Obrigada por me incentivarem a ser uma pessoa que busca sempre melhorar a si. Agradeço aos meus gatos, Harry, Úrsula, Phoebe, Mabel, Pixuinha, Elvira, Pixuts e Mortícia Letícia, pois me ajudaram a lidar com os momentos de solidão da escrita da tese.

A Fernando, meu namorado e também colega de profissão/laboratório, obrigada por sempre está disposto a me ajudar. Por topar a aventura de ir ao LEP no ápice da pandemia para eu poder triar o material. À minha sogra, dona Annemarie, obrigada por sempre me acolher tão bem, por abrir as portas da sua casa, para eu ter um local silencioso para estudar. À minha cunhada Patrícia, que mesmo longe, sempre torce por mim.

A todos os amigos e amigas que me apoiaram e torceram por mim nesse processo. Mas destacando Diele, Malu, Manu e Bia porque vocês foram o meu chá de revelação de amizade que teve que acontecer no doutorado kkkkk. Obrigada por sempre escutarem meus desabafos e pelos rolês aleatórios para equilibrar a rotina do laboratório.

Obrigada a todas as pessoas que estiveram comigo nas coletas e triagem do material, principalmente aos que se dispuseram a ir ao LEP na pandemia. O trabalho de vocês foi essencial para essa tese ser desenvolvida. Agradeço a todos do LEP, pelos momentos de trocas de ideias, pelas risadas e pelos cafés. Esses momentos foram importantes para tornar a rotina no laboratório mais leve.

Agradeço a seu Arlindo, seu Emanuel, Berg e Carlinhos por ter nos guiado até os pontos de coleta nos estuários e por sempre indicar os melhores locais para arrastar.

Agradeço imensamente a André pelo acolhimento no LEP, por topar me orientar desde a graduação. Obrigada por ser um orientador sempre presente, disposto a nos mostrar os melhores caminhos para trilhar nesse mundo científico. Você é um exemplo de profissional. E por conta disso, eu tenho muito orgulho de fazer parte do LEP.

Obrigada a banca pelas considerações relevantes para a melhoria desse trabalho.

Por fim, obrigada ao PPGEC e UEPB, pela oportunidade de aperfeiçoar minha formação acadêmica. A CAPES pela concessão da bolsa para o desenvolvimento desse trabalho.

*O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) – Código de Financiamento 001.*

*“Entenda os seus medos, mas jamais deixe que  
eles sufoquem os seus sonhos.”*

Alice no País das Maravilhas

## RESUMO

Os estuários são importantes ecossistemas costeiros com potencial atrativo para os peixes, que os utilizam em seu ciclo de vida como áreas de berçários, alimentação, proteção e/ou reprodução. O padrão de distribuição das espécies nestes ecossistemas é influenciado pela heterogeneidade ambiental e conectividade espacial desses locais. Estas duas condições têm sido o foco de diversos estudos de metacomunidades para compreender como os processos ambientais e a dispersão determinam os padrões. Como as espécies respondem às estas condições, depende do seu conjunto de traços funcionais, os quais são reflexos da história evolutiva das espécies. Neste contexto, o principal objetivo da tese é avaliar como os padrões de metacomunidades e as diversidades taxonômica, funcional e filogenética das assembleias de peixes são estruturados em estuários tropicais com diferentes graus de pressão antropogênica. Os resultados desse trabalho têm como finalidade explicar como as condições ambientais que atuam em distintas escalas espaciais interagem para determinar a distribuição e a ocorrência das espécies localmente. Além disso, objetivou investigar a influência das condições hidrológicas na diversidade funcional no estuário do rio Mamanguape em sete anos de estudo. A amostragem foi conduzida em três estuários localizados no litoral da Paraíba: os estuários dos rios Mamanguape, Paraíba e Gramame, no ano de 2019 nestes três estuários. Para o estudo da variação interanual, foi utilizada uma base de dados que compreendeu de 2011 a 2019 no estuário do Mamanguape. Os resultados evidenciaram que a contribuição das condições ambientais diferiu espaço-temporal para distribuição das espécies. Em resumo, a diferença na concentração de matéria orgânica e cobertura vegetal resultou na estrutura Clementsiana em escala de paisagem, a salinidade, NOx e areia fina resultaram, respectivamente, na estrutura Q-aninhada para os estuários do Mamanguape e Paraíba e Q-Clementsiana no estuário do Gramame. Vale destacar que as condições ambientais tiveram uma maior influência na identidade das espécies espacialmente, resultando na proporção maior da diversidade beta taxonômica, porém diversidade beta funcional e filogenética menor. Este resultado indicou que a redundância funcional foi maior ao longo do estuário devido a filtragem ambiental. Entretanto, a similaridade na contribuição de alfa e beta taxonômica no estuário do Gramame sugere que a conectividade espacial é o fator limitante para o trânsito de espécies marinhas. O maior grau de sinal filogenético das assembleias peixes deste estuário sugere que as espécies filogenéticas próximas compartilham o mesmo espaço funcional e a menor frequência de espécies filogeneticamente distantes também foi provavelmente devido a conectividade restrita deste estuário. As condições ambientais foram determinantes para a diversidade funcional e os traços funcionais temporalmente, com o aumento da salinidade induzindo o aumento da divergência funcional e as espécies marinhas estuarinas dependentes. Porque a salinidade favoreceu a ocorrência de espécies marinhas que aumentou a diferenciação de nicho no estuário. Estes resultados corroboram a hipótese de marinização do estuário do Mamanguape. Nesta perspectiva, estes estudos fornecem conhecimento os quais podem ser utilizados para tomadas de decisão para o estabelecimento de áreas de conservação e gestão dos recursos naturais tendo como base a conservação dos processos ecológicos para as assembleias de peixes que garantem a manutenção do funcionamento dos ecossistemas estuarinos.

**Palavras-chave:** ictiofauna estuarina; estabilidade do ecossistema; dinâmica temporal.



## ABSTRACT

Estuaries are important coastal ecosystems attractive for fish to use during their life cycle as nursery, feeding grounds, protection and/or reproduction areas. The species distribution pattern in these ecosystems is influenced by the environmental heterogeneity and spatial connectivity. These two conditions have been the focus of several metacommunity studies to understand how environmental processes and dispersal determine patterns. How species respond to environmental conditions depends on their set of functional traits which are reflections of the species evolutionary history. In this context, the main objective of the thesis is to evaluate how metacommunities patterns and taxonomic, functional and phylogenetic diversities of fish assemblages are structured in tropical estuaries with different degrees of anthropogenic pressure. The work results aim to explain how distinct spatial scales interact to drive the species distribution and occurrence locally. Additionally, this work aimed to investigate hydrological condition influences in functional diversity in Mamanguape river estuary over 7 years. Sampling surveys were conducted in three estuaries located along Paraíba coast: the Mamanguape, Paraíba and Gramame river estuaries in 2019. Database from 2011 to 2019 was used to study interannual variation on functional diversity of estuarine fishes in Mamanguape river estuary. These results evidenced that environmental conditions contributed in different ways spatio-temporally for species distribution. In summary, the difference in organic matter concentration and vegetation cover resulted in the landscape-scale Clementsian structure, salinity, NO<sub>x</sub> and fine sand resulted in the Q-nested structure for Mamanguape and Paraíba estuaries and Q-Clementsian structure in Gramame estuary, respectively. It is worth highlighting that environmental conditions had a greater influence on species identity spatially, resulting in a higher beta taxonomic diversity proportion, but lower beta functional and phylogenetic diversity. This result indicated that functional redundancy was higher along the estuary due to environmental filtering. However, the similarity in the contribution of alpha and beta taxonomic diversity in the Gramame estuary suggests that spatial connectivity is the limiting factor for the transit of marine species. The higher degree of phylogenetic signal of the fish assemblages in this estuary suggests that phylogenetically close species share the same functional space, and the likely lower distant phylogenetic species frequencies were also due to the restricted connectivity of this estuary. Temporally, environmental conditions were determinants of functional diversity and functional traits, with increasing salinity inducing increased functional divergence and estuarine dependent marine species. Because salinity favored the occurrence of marine species that increased niche differentiation in the estuary. Overall, these results support the hypothesis of marinization of the Mamanguape estuary. In this perspective, we provide knowledge which can be used for decision-making for establishing conservation areas and management of natural resources based on the conservation of ecological processes for fish assemblages that ensure the maintenance of the functioning of estuarine ecosystems.

**Keywords:** estuarine ichthyofauna; ecosystem stability; temporal dynamics.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1.** Mapa da localização dos estuários do rio Mamanguape (A), do rio Gramame (B) e do rio Paraíba (C) na costa da Paraíba, Nordeste do Brasil. ....31
- Figura 2.** Esquema hierárquico seguido para análise de elementos de estrutura de metacomunidades (EEM) demonstrando como resultam nas seis metacomunidades (aleatória, tabuleiro de damas, aninhadas, igualmente espaçadas, Clementsiana, Gleasoniana) e quase estruturas (Q-aninhada, Q-igualmente espaçadas, Q-Clementsiana, Q-Gleasoniana). S = significativos, NS = não significativos, “+” positivos, “-” = negativos, “I” = valores dos índices de Morisitas. Adaptado de Gáscon *et al.* (2016) e Alves; Petsch; Barros (2020). ....36
- Figura 3.** Ordenação da Análise de Componentes Principais (PCA) das variáveis ambientais e de paisagem que representaram os estuários dos rios Mamanguape (M), Paraíba (P) e Gramame (G).....40
- Figura 4.** Ocorrência das espécies ao longo do gradiente de salinidade para os estuários do rio Mamanguape, Paraíba e Gramame. As espécies representam as colunas e as linhas os pontos amostrados. Quadrados coloridas representam a ocorrência das espécies. À direita, a barra do gradiente representa a faixa de salinidade na qual as amostragens ocorreram Cores mais claras representam os menores valores de salinidade, faixa mais escura representam os maiores valores. Tons de azul (A) representam o gradiente no estuário do rio Mamanguape, os tons de laranja (B) presentam o gradiente no estuário do rio Paraíba e os tons de verde (C) representam o gradiente no estuário do rio Gramame. ....43
- Figura 5.** Proporção explicada individualmente e compartilhada pela relação das variáveis ambientais e espaciais selecionadas dentro do modelo pelo procedimento do *Forward selection* com as espécies das metacomunidades dos estuários dos rios Mamanguape, Paraíba e Gramame. Valores negativos não são colocados no diagrama. \*\*\*  $p < 0,001$ , \*\*  $p < 0,01$  e \* $p < 0,05$ . FA = fração puramente ambiental, FE= fração puramente espacial. ....46
- Figura 6.** Mapa da localização dos estuários do rio Mamanguape (A), do rio Gramame (B) e do rio Paraíba (C) na costa da Paraíba, Nordeste do Brasil.....58
- Figura 7.** Valores da média ponderada da comunidade (CWM) para os estuários do Mamanguape, Paraíba e Gramame amostrados em 2019. As cores indicam as funções que os traços funcionais desempenham no ecossistema estuarino. Traços funcionais: Associação (Car = Cardume e Sol = Solitário); Guilda Alimentar (Detri = Detritívoro, Herb = Herbívoro, Inse = Insetívoro, Oniv = Onívoro, Pisc = Piscívoro, Zoob = Zoobentívoro e Zoop = Zooplantívoro); Posição da Boca (Infe = Inferior, Subt = Subterminal, Supe = Superior, Term = Terminal e Tubu = Tubular); Forma do Corpo (Alon = Alongado, Angu = Anguiliforme, Comp = Compressiforme, Depr1 = Depressiforme 1, = Depr2 = Depressiforme 2, Fili = Filiforme, Fusi = Fusiforme, Glob = Globiforme e Sagi = Sagitiforme); Posição na Coluna d’Água (Bent = Bentônico, Bentp = Bentopelágico, Deme = Demersal e Pela = Pelágico); Posição do Olho (Lado, Meio e Topo) ; Formato da Nadadeira Caudal (Arre = Arredondada, Cont = Contínua, Emar = Emarginada, Furc = Furcada, Luna = Lunada, Pont = Pontuda e Trun = Truncada); Guilda Ecológica (DEO = Dulcícola Estuarino Oportunista, EM = Estuarino e Marinho, MED = Marinho Estuarino Dependente, MEO = Marinho Estuarino Oportunista, MO = Marinho Ocasional e SE = Somente Estuarino. ....67

**Figura 8.** Ordenação da análise de coordenadas principais (PCoA) exibindo a (A) distribuição espacial das espécies de peixes, (B) o espaço funcional e (C) filogenético nos estuários do Mamanguape (M), Paraíba (P) e Gramame (G). Espécies: Ancl = *Anchovia clupeioides*, Anle = *Anchoviella lepidentostole*, Anja = *Anchoa januaria*, Baso = *Bathygobius soporator*, Ceed = *Cetengraulis edentulus*, Ceun = *Centropomus undecimalis*, Cisp = *Citharichthys spilopterus*, Ctbo = *Ctenogobius boleosoma*, Diau = *Diapterus auratus*, Dirh = *Diapterus rhombeus*, Eugu = *Eucinostomus gula*, Eume = *Eucinostomus melanopterus*, Lujoc = *Lutjanus jocu*, Lygr = *Lycengraulis grossidens*, Mucur = *Mugil curvidens*, Povir = *Polydactylus virginicus*, Rhba = *Rhinosardinia bahiensis*, Spgr = *Sphoeroides greeleyi*, Stti = *Strongylura timucu* e Ulle = *Ulaema lefroyi*. ..... 69

**Figura 9.** Contribuição relativa dos componentes alfa e beta para as diversidades taxonômica (TD), funcional (FD) e filogenética (PD) em cada estuário estudado. .... 71

**Figura 10.** Diagrama de ordenação da RDA da abundância das espécies relacionada as variáveis ambientais. As amostradas foram codificadas por estuário (Mamanguape (M), Paraíba (P) e Gramame (G)). Variáveis ambientais: Asshum = Assentamento humano, Cobflo = Cobertura florestal, Foz = Largura da Foz, MO = Matéria Orgânica, Prof = Profundidade, Sal = Salinidade, Temp = Temperatura e Trans = Transparência. .... 73

**Figura 11.** Mapa da localização do estuário do rio Mamanguape com os pontos amostrais, indicando a extensão da área de cobertura das amostragens entre os anos de 2011 a 2019. .... 84

**Figura 12.** Variações temporal interanual das variáveis ambientais de 2011 até 2019: *box plot* com mediana, amplitude dos interquartis e valores máximos e mínimos da (A) Salinidade e (B) Transparência e (C) pluviosidade média no estuário do rio Mamanguape. .... 91

**Figura 13.** Gráfico de dispersão com curva suave construída através do método LOESS demonstrando a tendência temporal dos índices de diversidade funcional: riqueza funcional, divergência funcional, uniformidade funcional e redundância funcional calculados com os dados de abundância (A, C, E e G) e biomassa (B, D, F e H). Área sombreada indica 95% de intervalo de confiança. .... 93

**Figura 14.** Gráfico de barra demonstrando a mudança temporal da média ponderada da comunidade (CWM) dos traços dominantes calculada utilizando os dados abundância e sobreposição da tendência temporal da divergência funcional entre os anos de 2011 a 2019. Traços funcionais: Associação (A e B), Guildas Ecológicas (C e D), Guilda Trófica (F e G), Formato do Corpo (H, I e J), Tolerância a Variação de Salinidade (K, L e M). .... 95

**Figura 15.** Gráfico de barra demonstrando a mudança temporal da média ponderada da comunidade (CWM) dos traços dominantes calculada utilizando os dados biomassa e sobreposição da tendência temporal da divergência funcional entre os anos de 2011 a 2019. Traços funcionais: Associação (A e B), Guildas Ecológicas (C e D), Guilda Trófica (F e G), Formato do Corpo (H, I e J), Tolerância a Variação de Salinidade (K, L e M). .... 97

**Figura 16.** Modelos aditivos generalizados da relação da riqueza, divergência e uniformidade funcional com as variáveis significativas para os dados de abundância no estuário do rio Mamanguape durante os anos de 2011 a 2019. Área sombreada indica intervalo de confiança de 95%. .... 100

<b>Figura 17.</b> Modelos aditivos generalizados da relação da riqueza e divergência funcional com as variáveis significativas para os dados de biomassa no estuário do rio Mamanguape durante os anos de 2011 a 2019. Área sombreada indica intervalo de confiança de 95%. .....	101
<b>Figura 18.</b> Modelos aditivos generalizados dos traços dominantes calculados utilizando os dados de abundância na análise da CWM e as variáveis significativas no estuário do rio Mamanguape durante os anos de 2011 a 2019. Área sombreada indica intervalo de confiança de 95%. .....	102
<b>Figura 19.</b> Modelos aditivos generalizados dos traços dominantes calculados utilizando os dados de biomassa na análise da CWM e as variáveis significativas no estuário do rio Mamanguape durante os anos de 2011 a 2019. Área sombreada indica intervalo de confiança de 95%. .....	104

## LISTA DE TABELA

<b>Tabela 1.</b> Média (Md), erro padrão (EP) e o resultado da PERMANOVA para as variáveis ambientais e de paisagem dos estuários dos rios Mamanguape (M), Paraíba (P) e Gramame (G). * $p < 0,05$ ; ** $p < 0,01$ ; *** $p < 0,001$ ; ns= não significativo .....	39
<b>Tabela 2.</b> Resultados da análise de dos Elementos de Estrutura de Metacomunidade (EEM) para as metacomunidades dos estuários dos rios Mamanguape, Paraíba e Mamanguape. ....	41
<b>Tabela 3.</b> Lista dos traços funcionais com suas categorias, funções, as quais representam e suas relevâncias ecológicas. ....	61
<b>Tabela 4.</b> Resultados da análise de redundância da relação espacial das variáveis ambientais selecionadas pelo procedimento <i>Forward</i> com a abundância das espécies. ....	72
<b>Tabela 5.</b> Lista dos traços funcionais com suas respectivas categorias, funções e relevância ecológica. ....	86
<b>Tabela 6.</b> Variáveis ambientais selecionadas pelo modelo aditivo generalizado (GAM). Variáveis ambientais destacadas em negritos significam que foram escolhidas dentro do modelo global da GAM. Valores ponderados do critério de informação de Akaike corrigidos (AICc) estão sobrescrito entre parênteses. Significância das variáveis: $p < 0,01 = *$ , $p < 0,001 = **$ , e $p < 0,0001 = ***$ .....	106
<b>APÊNDICE A – Frequência de Ocorrência (%FO) e Porcentagem Numérica (%N) dos peixes capturados nos estuários dos rios Mamanguape, Paraíba e Gramame. Famílias ordenadas de acordo com Betancur-R <i>et al.</i> (2017).</b> .....	145
<b>APÊNDICE B – Fator de inflação da variância (VIF) das variáveis ambientais e de paisagem após a remoção das variáveis altamente colineares (<math>VIF &gt; 10</math>) nos estuários dos rios Mamanguape, Paraíba e Gramame. ....</b>	150
<b>APÊNDICE C – Valores dos resultados da análise de redundância relação das variáveis ambientais e espaciais com as estruturas de metacomunidades de peixes estuarinos selecionadas pelo procedimento <i>Forward selection</i>. ....</b>	151
<b>APÊNDICE D – Média e erro padrão e os resultados do teste não-paramétrico do Kruskal-Wallis e teste <i>parwise</i> não paramétrico de Dunn para as variáveis ambientais de 2011 a 2019 no estuário do rio Mamanguape. ....</b>	152
<b>APÊNDICE E – Frequência de Ocorrência (%FO) e Porcentagem Numérica (%N) dos peixes capturados nos estuários dos rios Mamanguape entre 2011 a 2019. Famílias ordenadas de acordo com Betancur-R <i>et al.</i> (2017).</b> .....	154
<b>APÊNDICE F – Resultados do teste não-paramétrico do Kruskal-Wallis para os índices funcionais e a média ponderada dos traços funcionais dominantes de 2011 a 2019 no estuário do rio Mamanguape.....</b>	169

## **LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS**

AESA	Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
PCA	Análise de componentes principais
PERMANOVA	Análise Permutacional da Variância
PCNM	Componentes Principais de Matrizes Vizinhas
PCoA	Análise de Coordenadas Principais
RDA	Análise de Redundância

## LISTA DE SÍMBOLOS

%	Porcentagem
°C	Graus Celsius
µg/l	Micrograma por litro

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	17
<b>2 ESTRUTURA DA TESE</b> .....	22
<b>2.1 CAPÍTULO 1</b> .....	22
2.1.1 PERGUNTAS.....	22
2.1.2 HIPÓTESES .....	22
2.1.3 OBJETIVOS .....	22
<b>2.2 CAPÍTULO 2</b> .....	23
2.2.1 PERGUNTAS.....	23
2.2.2 HIPÓTESES .....	23
2.2.3 OBJETIVOS .....	23
<b>2.3 CAPÍTULO 3</b> .....	24
2.3.1 PERGUNTAS.....	24
2.3.2 HIPÓTESES .....	24
2.3.3 OBJETIVOS.....	24
<b>3 CAPÍTULO 1 – MECANISMOS ESTRUTURADORES DE METACOMUNIDADES DE PEIXES EM TRÊS ESTUÁRIOS TROPICAIS COM DIFERENTES GRAUS DE ANTROPIZAÇÃO</b> .....	25
<b>3.1 INTRODUÇÃO</b> .....	26
<b>3.2 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	29
3.2.1 ÁREAS DE ESTUDO .....	29
3.2.2 AMOSTRAGENS .....	32
3.2.3 ANÁLISE DE DADOS .....	33
3.2.3.1 VARIÁVEIS ABIÓTICAS E ESPACIAIS.....	33
3.2.3.2 ELEMENTOS DE ESTRUTURA DE METACOMUNIDADES (EEM) .....	34
3.2.3.3 DETERMINANTES DA ESTRUTURA DAS METACOMUNIDADES .....	36
<b>3.3 RESULTADOS</b> .....	38
3.3.1 VARIÁVEIS AMBIENTAIS .....	38
3.3.2 ASSEMBLEIAS DE PEIXES .....	40
3.3.3 ELEMENTOS DE ESTRUTURA DE METACOMUNIDADES .....	41
3.3.4 DETERMINANTES DA ESTRUTURA DAS METACOMUNIDADES .....	44
<b>3.4 DISCUSSÃO</b> .....	47
<b>4 CAPÍTULO 2 – DIVERSIDADE TAXONÔMICA, FUNCIONAL E FILOGENÉTICA DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES EM TRÊS ESTUÁRIOS TROPICAIS COM</b>	



<b>INFLUÊNCIA</b>	<b>DA</b>	<b>REGIÃO</b>	<b>SEMIÁRIDA</b>	
.....				52
<b>4.1 INTRODUÇÃO</b>	.....			53
<b>4.2 MATERIAL E MÉTODOS</b>	.....			56
4.2.1 ÁREAS DE ESTUDO	.....			56
4.2.2 AMOSTRAGENS	.....			59
4.2.3 TRAÇOS FUNCIONAIS	.....			60
4.2.4 ÁRVORE FILOGENÉTICA	.....			63
4.2.5 ANÁLISE DE DADOS	.....			63
<b>4.3 RESULTADOS</b>	.....			65
4.3.1 ASSEMBLEIAS DE PEIXES E TRAÇOS FUNCIONAIS	.....			65
4.3.2 DISTRIBUIÇÃO DAS ESPÉCIES, ESPAÇO FUNCIONAL E FILOGENÉTICO	.....			68
4.3.3 DIVERSIDADE ALFA E BETA TAXONÔMICA, FUNCIONAL E FILOGENÉTICA	.....			70
4.3.4 SINAL FILOGENÉTICO	.....			72
4.3.5 RELAÇÃO DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS E ASSEMBLEIAS DE PEIXES	.....			72
<b>4.4 DISCUSSÃO</b>	.....			74
<b>5 CAPÍTULO 3 – EFEITOS DA MARINIZAÇÃO SOBRE A DIVERSIDADE</b>	<b>FUNCIONAL EM UM ESTUÁRIO TROPICAL COM INFLUÊNCIA DO CLIMA</b>			
<b>SEMIÁRIDO: UMA ANÁLISE INTERANUAL DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES</b>	.....			79
<b>5.1 INTRODUÇÃO</b>	.....			80
<b>5.2 MATERIAL E MÉTODOS</b>	.....			83
5.2.1 ÁREA DE ESTUDO	.....			83
5.2.2 AMOSTRAGENS	.....			85
5.2.3 TRAÇOS FUNCIONAIS	.....			85
5.2.4 ANÁLISE DE DADOS	.....			88
5.2.4.1 VARIÁVEIS AMBIENTAIS	.....			88
5.2.4.2 DIVERSIDADE FUNCIONAL	.....			88
5.2.4.3 RELAÇÃO DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS E DIVERSIDADE FUNCIONAL	.....			89
5.2.4.4 PACOTES E PROGRAMAS ESTATÍSTICOS	.....			89
<b>5.3 RESULTADOS</b>	.....			90
5.3.1 VARIÁVEIS AMBIENTAIS	.....			90
5.3.2 ABUNDÂNCIA, COMPOSIÇÃO E DIVERSIDADE DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES	.....			92
5.3.3 DIVERSIDADE FUNCIONAL	.....			92

5.3.4 ESTRUTURADORES DA DIVERSIDADE FUNCIONAL.....	99
<b>5.4 DISCUSSÃO .....</b>	<b>109</b>
<b>6 CONCLUSÕES.....</b>	<b>115</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>117</b>
<b>APÊNDICE A – Frequência de Ocorrência (%FO) e Porcentagem Numérica (%N) dos peixes capturados nos estuários dos rios Mamanguape, Paraíba e Gramame. Famílias ordenadas de acordo com Betancur-R <i>et al.</i> (2017).....</b>	<b>145</b>
<b>APÊNDICE B – Fator de inflação da variância (VIF) das variáveis ambientais e de paisagem após a remoção das variáveis altamente colineares (VIF &gt; 10) nos estuários dos rios Mamanguape, Paraíba e Gramame. ....</b>	<b>150</b>
<b>APÊNDICE C – Valores dos resultados da análise de redundância relação das variáveis ambientais e espaciais com as estruturas de metacomunidades de peixes estuarinos selecionadas pelo procedimento <i>Forward selection</i>. ....</b>	<b>151</b>
<b>APÊNDICE D – Média e erro padrão e os resultados do teste não-paramétrico do Kruskal-Wallis e teste <i>parwise</i> não paramétrico de Dunn para as variáveis ambientais de 2011 a 2019 no estuário do rio Mamanguape. ....</b>	<b>152</b>
<b>APÊNDICE E – Frequência de Ocorrência (%FO) e Porcentagem Numérica (%N) dos peixes capturados nos estuários dos rios Mamanguape entre 2011 a 2019. Famílias ordenadas de acordo com Betancur-R <i>et al.</i> (2017).....</b>	<b>154</b>
<b>APÊNDICE F – Resultados do teste não-paramétrico do Kruskal-Wallis para os índices funcionais e a média ponderada dos traços funcionais dominantes de 2011 a 2019 no estuário do rio Mamanguape.....</b>	<b>169</b>

## 1 INTRODUÇÃO GERAL

Os estuários são importantes ecossistemas costeiros com potencial atrativo para os peixes que os utilizam em seu ciclo de vida como áreas de berçários, alimentação, proteção e/ou reprodução (SCHLOESSER; FABRIZIO, 2018). Dentre as características que apontam essa atratividade para esses organismos destacam-se: 1) a mistura da descarga de água doce continental com a marinha, interagindo com a pluviosidade local e com a geomorfologia do estuário, criando uma estratificação ou gradiente das condições ambientais que permite o estabelecimento das espécies (BARLETTA; LIMA, 2019); 2) o mosaico de habitats que confere uma heterogeneidade ambiental (LESLIE *et al.*, 2017; SILVA; BAETA; PESSANHA, 2018) e a conectividade espacial favorecendo a grande oferta de recursos e a movimentação entre os diferentes habitats (BECK *et al.*, 2001; AMORIM *et al.*, 2016; TAYLOR; BECKER; MOLTSCHANIWSKYJ, 2017). Portanto, esses ambientes são de grande relevância ecológica e socioeconômica por apresentar uma alta diversidade biológica o que os tornam alvos para a exploração dos seus recursos naturais (BOEREMA; MEIRE, 2017).

Apesar de sua importância ecológica, os estuários sofrem com as pressões antrópicas. O avanço da expansão das cidades em seu entorno, desmatamento de áreas marginais para estabelecimento da agricultura e da carcinicultura, bem como, a ocupação industrial e portuária alteram a qualidade da água e aceleram a perda de habitats nesses ambientes (LARSSON *et al.*, 2017; CLOERN *et al.*, 2016; ARAÚJO; AZEVEDO; GUEDES, 2016; BARLETTA; LIMA, 2019). Devido ao processo de degradação ambiental, as assembleias de peixes, que são vulneráveis a essas mudanças, em especial durante as fases iniciais do desenvolvimento, sofrem mudanças no crescimento, desenvolvimento e reprodução e conseqüentemente na abundância e riqueza de espécies, as quais são um indicativo do estado do funcionamento dos ecossistemas estuarinos (DUQUE *et al.*, 2020). Tais mudanças afetam tanto as espécies residentes estuarinas, como aquelas denominadas de marinhas migrantes, já que alguns desses habitats são considerados importantes para o recrutamento e manutenção das populações de peixes que utilizam os estuários em algum momento do ciclo de vida (FEYRER *et al.*, 2015; BARLETTA; LIMA, 2019).

Os peixes além de serem considerados os vertebrados mais diversos em número de espécies (FROESE; PAULY, 2022), também se destacam em termos de morfologia, funções ecológicas (VILLÉGER *et al.*, 2017) e história evolutiva (BETANCUR-R *et al.*, 2017), os tornando organismos importantes para compreender como os processos locais atua na

organização das metacomunidades. Os estudos em metacomunidades têm buscado investigar como os processos locais e regionais interagem para compreender a estrutura das comunidades (LÓPEZ-DELGADO; WINEMILLER; VILLA-NAVARRO, 2019). O foco tem sido dado, particularmente, na contribuição da heterogeneidade ambiental e arranjos espaciais, e como estas condições determinam as regras de montagens das comunidades (MEYNARD *et al.*, 2013; ERÖS *et al.*, 2017; LÓPEZ-DELGADO *et al.*, 2019). Segundo VELLEND (2010), estas condições resultariam em quatro classes principais de processos: a seleção representaria o processo determinístico que influencia o *fitness* das espécies, enquanto a deriva determina as mudanças estocásticas na abundância, a especiação gera novas espécies e a dispersão é o movimento dos organismos através do espaço. A contribuição desses processos depende da especificidade do ambiente (VELLEND, 2010).

O conceito das metacomunidades estabelece que as comunidades podem estar conectadas por movimentos de dispersão gerando uma metacomunidade (LEIBOLD; MIKKELSON, 2002). A intensidade desse movimento vai gerar manchas de comunidades semelhantes ou não. A constituição dessas manchas de comunidades pode responder a diferentes modelos: tabuleiro de xadrez, aninhados, igualmente espaçados, distribuições Clementsiana e Gleasoniana (LEIBOLD; MIKKELSON, 2002). A partir desses elementos, é possível observar os processos estruturantes mais importantes envolvidos nas metacomunidades. No tabuleiro de xadrez, a exclusão mútua das espécies ocorre por competição (DIAMOND, 1975; PRESLEY; MELLO; WILLIG, 2019), enquanto na estrutura aninhada, a exclusão ocorre devido a capacidade de dispersão ou tolerância ambiental (TILMAN, 1982; HILL *et al.*, 2017); a igualmente espaçada acontece devido a diferentes habilidades competitivas ao longo do gradiente ambiental (TILMAN, 1982). A estrutura Clementsiana ocorre através da substituição de um conjunto de espécies ao longo do gradiente ambiental em consequência da filtragem ambiental (CLEMETS, 1916; ERÖS *et al.*, 2017), à medida que a estrutura Gleasoniana é gerada diante das respostas individuais das espécies às condições ambientais que leva à coexistência entre as mesmas (GLEASON, 1926; PRESLEY, 2020).

Dependendo dos processos envolvidos, quatro tipos de paradigmas tentam explicar as metacomunidades: dinâmica de manchas, seleção de espécies, efeito de massa, modelo neutro (THOMPSON *et al.*, 2020). A dinâmica de mancha estabelece que as manchas iguais resultam em *trade-off* entre competição e dispersão das espécies em escala local e a consequente coexistência em escala regional (LEIBOLD *et al.*, 2004; LEIBOLD; LOEUILLE, 2015). Na

abordagem de seleção de espécies, as mesmas são adaptadas à heterogeneidade das manchas influenciando seu *fitness*, mas a dispersão é limitada (LEIBOLD *et al.*, 2004; LEIBOLD; LOEUILLE, 2015). No efeito de massa, apesar da heterogeneidade das manchas, as espécies são mantidas nos habitats subótimos por dispersão (GRÖNROOS *et al.*, 2013; THOMPSON *et al.*, 2020). Por fim, no modelo neutro, as comunidades aleatórias são mantidas por deriva ecológicas devido à equivalência funcional das espécies (HUBBELL, 2001).

Adicionalmente, a abordagem de metacomunidades também possibilitam que a diversidade de espécies pode ser particionada. A diversidade  $\alpha$  abrange a diversidade dentro de um habitat, a diversidade  $\gamma$  compreende a diversidade total dentro de uma paisagem, enquanto diversidade  $\beta$  quantifica a dissimilaridade de espécies entre habitats (WHITTAKER, 1972). O conceito de diversidade  $\beta$  tem sido utilizado para obter informações sobre as mudanças na diversidade de espécies em escalas locais e como estas mudanças tem efeito na diversidade  $\gamma$  através da paisagem (SOCOLAR *et al.*, 2016). Por exemplo, a diversidade- $\beta$  em gradientes ambientais estuarinos tem sido alta, devido à filtragem de habitats (MEDEIROS *et al.*, 2016). No entanto, a diversidade- $\beta$  em função do aumento dos impactos antrópicos (MAHONEY; BISHOP, 2017) e das mudanças climáticas (DE SOUZA; DOS SANTOS, 2023). Neste sentido, a diversidade- $\beta$  é um método que pode ser utilizado para inferir sobre a perda ou o ganho em biodiversidade, assim como ferramenta para estabelecer áreas de conservação (SOCOLAR *et al.*, 2016).

Além disso, a diversidade- $\beta$  pode dar pistas sobre as regras de montagens dessas comunidades (LÓPEZ-DELGADO *et al.*, 2020). Contudo, esta medida considera somente a identidade biológica e não torna explícitas as diferenças entre espécies (MAHUAT *et al.*, 2020). A forma pela qual as espécies se organizam nas metacomunidades dependem dos traços funcionais e seus passados evolutivos, os quais determinaram seu sucesso adaptativo (PILLAR; DUARTE, 2010; WINEMILLER *et al.*, 2015). Em vista disso, estudos incorporando a diversidade funcional (PETCHEY; GASTON, 2006) e filogenética (WEBB *et al.*, 2002; SCHMERA *et al.*, 2017) aprofundam esse entendimento, pois incluem além das diferenças (ou similaridades) dos traços das espécies, também as relações filogenéticas para determinar os traços de uma comunidade (CADOTTE; ALBERT; WALKER, 2013). Estes dois aspectos da diversidade fornecem compreensão dos mecanismos que tornam as comunidades agregadas pela filtragem ambiental (espécies filogeneticamente próximas e funcionalmente similares), ou hiperdispersas pela competição (baixa sobreposição de nicho) (WEBB *et al.*, 2002; CADOTTE; ALBERT; WALKER, 2013).

A diversidade funcional é medida através dos traços morfológicos, fisiológicos ou ecológicos das espécies (PETCHEY; GASTON, 2006; CADOTTE, 2017). Desta forma, a distribuição das espécies através de uma determinada paisagem depende das respostas dos seus traços às condições ambientais (VIOLLE *et al.*, 2007; PILLAR; DUARTE, 2010; CADOTTE; CARSCADDEN; MIROTCNICK, 2011; SCHMERA *et al.*, 2017). Estas respostas levam ao conceito de filtragem ambiental, o qual descreve que seleção de um determinado conjunto de espécies ocorre sob a mesmas condições ambientais e que, portanto, estas serão semelhantes em seu conjunto de traços funcionais (ZOBEL, 1997). Em consequência disto, a redundância funcional pode ser maior quando a filtragem ambiental é intensa, pois espécies pouco adaptadas são suprimidas de um dado ecossistema (CORNWELL; SCHWILK; ACKERLY, 2006). Em contrapartida, a hipótese da similaridade limitante refere-se a complementariedade funcional das espécies sob os recursos disponíveis, uma vez que as espécies semelhantes tendem a interagir competitivamente, e a coexistência estável ocorre através do modo de utilização dos recursos (THIBAUT; ERNEST; BROWN, 2010; CADOTTE, 2017).

Os traços funcionais são o reflexo da história evolutiva das espécies (LESSARD *et al.*, 2012; SCHMERA *et al.*, 2017), que ocorre através do surgimento de novas adaptações ou a persistência frente às mudanças ambientais (FAITH, 2008; DAVIES *et al.*, 2016). A conservação de traços ocorre quando as espécies são filogeneticamente mais próximas, e a divergência de traços devido ao isolamento das populações que leva a especiação (CAVENDER-BARES *et al.*, 2009; DAVIES *et al.*, 2016). Além disso, espécies de diferentes linhagens podem apresentar traços convergentes devido a semelhantes pressões evolutivas (LI *et al.*, 2019). Estes fatores indicam o grau de sinal filogenético demonstrados nos traços funcionais das espécies, segundo a hipótese do conservadorismo de nicho (HARVEY; PAGEL, 1991). Portanto, baseado nas relações filogenéticas das linhagens, as regras de montagens direcionam a formação das comunidades aglomeradas e hiperdispersas (CADOTTE *et al.*, 2019).

Estudos sobre padrões de metacomunidades e de diversidade  $\beta$  de peixes (SANVICENTE-AÑORVE *et al.*, 2011; GUIMARÃES; HARTZ; BECKER, 2014), e abordagem multidimensional dos padrões de diversidade em estuários estão sendo desenvolvidos no mundo (GONZALEZ *et al.*, 2020). Recentemente, estão sendo desenvolvidos em vários estuários da região Nordeste do Brasil (DOLBETH *et al.*, 2016a, b; SILVA-JÚNIOR *et al.*, 2017; DA SILVA; FABRÉ, 2019; DA SILVA; DOLBETH, FABRÉ, 2021; GURGEL-LOURENÇO *et al.*, 2022; LIMA *et al.*, 2022). A maioria das bacias desta região está sob clima

semiárido, além dos rios serem de pequeno porte e rasos e intermitentes (CAVALCANTE, 2018). A pluviosidade é bastante irregular o que pode ser intensificado pelos eventos extremos (MARENGO *et al.*, 2018). Portanto, os estuários nestas bacias poderão ter dinâmicas distintas daquelas observadas em estuários cujos rios são perenes (MOLINA; DUQUE; COGUA, 2020). Além disso, muitas atividades antrópicas próximas aos estuários podem potencializar a escassez de água doce, levando a perda de habitat (ARAÚJO *et al.*, 2016) e diminuição da qualidade da água (LARSSON *et al.*, 2017) e, portanto, trazer consequências em escalas locais e regionais para as comunidades peixes (HENDERSON *et al.*, 2020; TARGETT; GRECA; DIXON, 2019). Tais perturbações podem superar os determinantes naturais da diversidade e podem tornar os estuários ainda mais vulneráveis as mudanças climáticas (FEYRER *et al.*, 2015). As mudanças climáticas impactam os padrões de chuvas, a temperatura média do oceano e o nível do mar e a frequência e magnitude dos eventos extremos, conseqüentemente, com potencial para mudar as condições estuarinas (GILLANDERS *et al.*, 2022). Diante do exposto, esta tese tem como finalidade ampliar o conhecimento acerca da estruturação das comunidades de peixes estuarinos tropicais, bem como compreender o papel desses organismos nesses ecossistemas costeiros, sua importância para a manutenção desses ambientes, e quão expostos estes organismos estão ao risco de extinção devido aos diferentes impactos antropogênicos nos estuários. Adicionalmente, a análise do banco de dados de 7 anos pode fornecer importantes informações sobre quais os efeitos das mudanças climáticas relacionadas ao processo de marinização sobre as assembleias de peixes estuarinos tropicais.

## **2 ESTRUTURA DA TESE**

O principal objetivo da tese foi avaliar como os padrões de metacomunidades e as diversidades taxonômica, funcional e filogenética das assembleias de peixes são estruturados em três estuários da costa da Paraíba (rios Mamanguape, Paraíba e Gramame) com diferentes graus de pressão antropogênica. Os resultados desse trabalho têm como finalidade identificar como os processos que atuam em distintas escalas espaciais interagem para determinar a distribuição e a ocorrência das espécies localmente. Além disso, objetivou investigar a influência das condições hidrológicas na diversidade funcional no estuário do rio Mamanguape em sete anos de dados coletados nesse ecossistema. Para atingir tal objetivo a tese foi dividida em 3 capítulos:

### **2.1 CAPÍTULO 1**

“MECANISMOS ESTRUTURADORES DE METACOMUNIDADES DE PEIXES EM TRÊS ESTUÁRIOS TROPICAIS COM DIFERENTES GRAUS DE ANTROPIZAÇÃO”

#### **2.1.1 PERGUNTAS**

1) Como as metacomunidades estuarinas estão organizadas em escalas locais e de paisagem?

#### **2.1.2 HIPÓTESES**

1) O modelo Clementsiano é organizado pela alocação e efeito de massa devido a maior contribuição da heterogeneidade ambiental em escala de paisagem e localmente (dentro dos estuários).

#### **2.1.3 OBJETIVOS**

- Discriminar a contribuição das variáveis de ambientais e espaciais nas estruturas das assembleias de peixes;
- Determinar os modelos de metacomunidades para cada estuário;



## 2.2 CAPÍTULO 2

### “DIVERSIDADE TAXONÔMICA, FUNCIONAL E FILOGENÉTICA DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES EM TRÊS ESTUÁRIOS TROPICAIS COM INFLUÊNCIA DA REGIÃO SEMIÁRIDA”

#### 2.2.1 PERGUNTAS

1) Como a diversidade  $\beta$  taxonômica, funcional e filogenética será organizada nos estuários?

2) Como a relação filogenética das espécies contribuem para o espaço funcional nos estuários?

#### 2.2.2 HIPÓTESES

1) A heterogeneidade ambiental e o tamanho da foz como uma medida de conectividade espacial impactam as diferenças na contribuição de alfa e beta taxonômica, funcional e filogenética entre os estuários com diferentes contribuições das espécies e dos traços dominantes.

2) As espécies apresentam um alto sinal filogenético nos traços funcionais devido a filtragem ambiental.

#### 2.2.3 OBJETIVOS

- Investigar como as variáveis ambientais contribuem para os padrões de diversidade nos estuários;
- Identificar a contribuição da diversidade  $\alpha$  e  $\beta$  taxonômica, funcional e filogenética das assembleias de peixes nos estuários;
- Compreender como a relação filogenética das espécies de peixes favorece a estrutura funcional nos estuários;

## 2.3 CAPÍTULO 3

### “EFEITOS DA MARINIZAÇÃO SOBRE A DIVERSIDADE FUNCIONAL EM UM ESTUÁRIO TROPICAL COM INFLUÊNCIA DO CLIMA SEMIÁRIDO: UMA ANÁLISE INTERANUAL DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES”

#### 2.3.1 PERGUNTAS

1) Como a diversidade funcional das assembleias de peixes no estuário do rio Mamanguape se comporta ao longo de 7 anos?

#### 2.3.2 HIPÓTESES

1) Há uma diminuição da diversidade funcional das assembleias de peixes estuarinos influenciadas por mudanças na diminuição da pluviosidade, no aumento da salinidade e da transparência da água ao longo dos anos.

#### 2.3.3 OBJETIVOS

- Identificar os preditores das assembleias de peixes no estuário do rio Mamanguape ao longo de 7 anos de coleta.
- Compreender como as condições hidrológicas influenciam a diversidade funcional através da variação interanual.

### 3 CAPÍTULO 1

*Manuscrito a ser submetido ao periódico Hydrobiologia*

## **MECANISMOS ESTRUTURADORES DE METACOMUNIDADES DE PEIXES EM TRÊS ESTUÁRIOS TROPICAIS COM DIFERENTES GRAUS DE ANTROPIZAÇÃO**

Caroline Stefani da Silva Lima<sup>1</sup> e André Luiz Machado Pessanha<sup>2</sup>

### **Resumo**

Compreender como os padrões de distribuição das espécies são estruturados em diferentes escalas espaciais, pela interação do ambiente e dispersão, tem sido o foco nos estudos das metacomunidades. Desta maneira, este estudo visou investigar como as variáveis ambientais e espaciais influenciaram as metacomunidades de peixes em estuários tropicais com diferentes intensidades de impactos antrópicos. As coletas foram conduzidas em 2019 nos estuários dos rios Mamanguape, Paraíba e Gramame. As metacomunidades para os estuários foram a Clementsiana em escala de paisagem, localmente foram a Q-estrutura aninhada para o Mamanguape e Paraíba e Q-estrutura Clementsiana no Gramame. A fração pura dos preditores ambientais contribuiu significativamente para as metacomunidades dos três estuários (paisagem e localmente) e a fração pura dos preditores espaciais contribuiu significativamente para o Mamanguape e Paraíba indicando que ocorreram a alocação de espécies e efeito de massa nestes estuários. As principais variáveis preditores foram matéria orgânica, cobertura vegetal e NO<sub>x</sub> em escala de paisagem. Localmente, a salinidade foi preditora no Mamanguape e Paraíba, a concentração de nutrientes no rio Paraíba e areia fina no Gramame. Desta maneira, estes resultados demonstram que os padrões de metacomunidades de peixe estuarinos são determinadas por mecanismo semelhantes, porém, pela influência de diferentes preditores nas diferentes escalas espaciais.

**Palavras-chave:** coerência; substituição; heterogeneidade ambiental; filtragem ambiental.

### **Abstract**

---

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Estadual da Paraíba – UEPB  
E-mail: [cslimabio@gmail.com](mailto:cslimabio@gmail.com)

<sup>2</sup> Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Estadual da Paraíba – UEPB  
E-mail: [andrepessanhauepb@gmail.com](mailto:andrepessanhauepb@gmail.com)

Understanding how the processes at spatial scales can determine the occurrence of species through environmental interaction and dispersal it has been the focus in metacommunity studies. In this work we study how environmental and spatial filters have influence on tropical fish metacommunities in estuaries with different anthropogenic impacts. Field surveys were conducted in 2019 in the Mamanguape, Paraíba and Gramame river estuaries. The estuarine metacommunities were Clementsian at landscape scale, although locally they were Q-nested structure for Mamanguape and Paraíba and Q-Clementsian structure in Gramame. The pure environmental fraction contributed significantly among the three estuarine metacommunities (landscape and locally) and the pure fraction of spatial predictors contributed significantly in Mamanguape and Paraíba indicating that species allocation and mass effect occurred in these estuaries. The main predictor variables were organic matter, vegetation cover and NO<sub>x</sub> at landscape scale. Locally, salinity was a predictor in Mamanguape and Paraíba while nutrient concentration was in Paraíba and fine sand in Gramame. Thus, these results demonstrated that the patterns of estuarine fish metacommunities are determined by similar mechanisms, but by the influence of different predictors at different spatial scales.

**Keywords:** coherence; turnover; environmental heterogeneity; environmental filtering.

### 3.1 INTRODUÇÃO

Os estuários são ecossistemas dinâmicos onde a água doce do rio se mistura com a água salgada do oceano, criando um gradiente ambiental (BARLETTA; DANTAS, 2016). Estas mudanças graduais agem como filtros que selecionam espécies de um *pool* regional com capacidade de persistir localmente (HENRIQUES *et al.*, 2017). Entre as principais variáveis que predizem as estruturas das assembleias de peixes em estuário tropical estão: a salinidade (LIMA; FERREIRA; BARLETTA, 2019; MOLINA; DUQUE; COGUA, 2020), a transparência (ARÉVALO-FRIAS; MENDOZA-CARRANZA, 2015; PASSOS *et al.*, 2016) e a precipitação (SANTOS; RAMOS; BONECKER, 2017; LIMA; FERREIRA; BARLETTA, 2019). Além disso, a presença de múltiplos habitats (em geral, manguezais, planícies lamosas, banco de fanerógamas e de macroalgas) fornecem recursos disponíveis para os peixes (WHITFIELD, 2017). Vários estudos sugerem uma relação entre o aumento dos recursos alimentares e de espaço com a heterogeneidade estrutural dos habitats estuarinos (ABRANTES *et al.*, 2015; MARLEY *et al.*, 2020). Além disso, estes habitats permitem rotas de deslocamento para os peixes durante o desenvolvimento ontogenético até o alcance da maturidade reprodutiva, quando ocorre a migração para as zonas costeiras (REIS-FILHO *et al.*, 2019; COSTA *et al.*, 2020). Devido a estas características, os estuários são reconhecidos como áreas essenciais de berçários, forrageamento, abrigos e de desova (BRADLEY *et al.*, 2019).

Apesar da importância ecológica, os processos naturais podem ser interrompidos devido à pressão antrópica, impactando a estabilidade e o funcionamento dos estuários (KENNISH, 2016). Essas atividades antrópicas, como o desmatamento para a agricultura e a pecuária, a ocupação industrial e portuária, aumentam a disponibilidade de poluentes prejudicando a qualidade da água (BARLETTA; LIMA; COSTA, 2019), aumentando a perda de habitat (KENNISH, 2016) e comprometendo a conectividade com os ecossistemas costeiros adjacentes (DALE; SHEAVES, 2016), conseqüentemente, conferindo risco à biodiversidade (OLDEN; ROONEY, 2006; MAHONEY; BISHOP, 2017).

Devido ao rápido avanço da pressão antrópica e das mudanças climáticas, os ecólogos têm se preocupado em entender como as variáveis em diferentes escalas espaciais induzem mudanças na estrutura da comunidade (COTTENIE, 2005; HEINO *et al.*, 2015a; GÁSCON *et al.*, 2016). Um conceito que emerge desses estudos é o de metacomunidades (LEIBOLD *et al.*, 2004), que postula que as comunidades locais estão conectadas pela dispersão de espécies que podem interagir entre si (LEIBOLD *et al.*, 2004; LÓPEZ-DELGADO; WINEMILLER; VILLA-NAVARRO, 2019). Dessa forma, este conceito objetiva explicar como os processos em escalas espaciais distintas interagem para conduzir a distribuição e ocorrência local das espécies (LÓPEZ-DELGADO; WINEMILLER; VILLA-NAVARRO, 2019). Esses processos dependem do papel dos três principais fatores: 1) da heterogeneidade ambiental (STEIN; GERSNER; KREFT, 2014; ERÖS *et al.*, 2017), 2) a capacidade de dispersão para o rastreamento das condições ambientais adequadas (COTTENIE, 2005; HEINO, 2012), e 3) conectividade entre habitats, com a dispersão de espécies promovendo colonização (GUIMARÃES; HARTZ; BECKER, 2014; SALOIS; GOULHIER; MENGE, 2018).

O recrutamento é um processo que pode ser incluído em estudos de metacomunidades para entender os padrões de distribuição de peixes em habitats costeiros marinhos rasos, através do esclarecimento da dinâmica de colonização-dispersão (SANTOS; SEVERI, 2019), bem como, a conectividade costeiro-estuarina, importante para a riqueza de espécies em estuários (NICOLAS *et al.*, 2010; PASQUAUD *et al.*, 2015). Embora a ideia de metacomunidades tenha sido pouco aplicada em peixes estuarinos, a abordagem sobre a influência de variáveis ambientais locais e regionais nos trópicos tem sido o foco de pesquisas, com discussões acerca da dinâmica de dispersão e uso do habitat por larvas e juvenis de peixes (SANVICENTE-AÑORVE *et al.*, 2011; GUIMARÃES; HARTZ; BECKER, 2014). Alguns autores destacam a importância da expansão da pluma estuarina para o processo de recrutamento, através de pistas para conduzir os peixes ao estuário (GRIMES; KINGSFORD, 1996). Outros estudos sugerem

que as características geomorfológicas, como a largura da foz influenciam o número de espécies marinhas no estuário (VASCONCELOS *et al.*, 2015). Desta forma, os peixes estuarinos podem ser considerados um bom modelo para estudos de metacomunidades, uma vez que sofrem influência de processos em escalas locais, de paisagem e regionais.

Os estudos das metacomunidades podem ser compreendidas através de duas abordagens: os Elementos de Estruturas de Metacomunidades (EEM), e os Paradigmas de Metacomunidades. Na primeira abordagem, o foco está nos padrões que surgem a partir das condições ambientais, competição e dispersão, os quais são: tabuleiro de xadrez (DIAMOND, 1975), estrutura aninhada (TILMAN, 1982), estrutura Clementsiana (CLEMENTS, 1916) e estrutura Gleasoniana (GLEASON, 1926). Na abordagem dos paradigmas, o foco está nos mecanismos que organizam as metacomunidades: a dinâmica de mancha que é resultante do *trade-off* entre competição e dispersão das espécies em escala local e a consequente coexistência em escala regional (LEIBOLD *et al.*, 2004); a alocação de espécies, que surge da restrição das espécies pelas condições dos habitats (LEIBOLD *et al.*, 2004); o efeito de massa, onde as espécies são mantidas nos habitats subótimos por dispersão (GRÖNROOS *et al.*, 2013) e, por fim, o modelo neutro, cuja deriva ecológica mantém as comunidades aleatórias (HUBBELL, 2001).

Portanto, este trabalho visa entender como os padrões de metacomunidades de peixes se estabelecem em três estuários com diferentes graus de impactos antrópicos. Para avaliar tal objetivo, elaboramos a seguinte questão e hipótese: Como as metacomunidades estuarinas estão organizadas em escala local e de paisagem? O modelo Clementsiano é organizado pela alocação e efeito de massa devido a maior contribuição da heterogeneidade ambiental em escala de paisagem e localmente (dentro dos estuários). Esta pesquisa ainda avança no entendimento de como as espécies respondem à variação ambiental na escala do estuário que estão inseridas em bacias hidrográficas de rios intermitentes.

## 3.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 3.2.1 ÁREAS DE ESTUDO

Este estudo foi conduzido em três estuários tropicais localizados na costa da Paraíba: o estuário do rio Mamanguape, o estuário do rio Paraíba e o estuário do rio Gramame (Figura 1). O clima dos três estuários é classificado como tropical As' Köppen-Geiger (ÁLVARES *et al.*, 2013). Os períodos hidrológicos são divididos entre inverno chuvoso (março a agosto) e verão seco (setembro e fevereiro) (ÁLVARES *et al.*, 2013). A cobertura vegetal da margem destes estuários é composta pelas espécies de mangue *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Avicennia schaueriana*, *Laguncularia racemosa* e *Conocarpus erectus* (GUEDES *et al.*, 2002; NASCIMENTO; MOURÃO; ALVES, 2011, MACHADO FILHO *et al.*, 2015).

O estuário do rio Mamanguape está inserido na bacia hidrográfica do rio Mamanguape que abrange área de 3.522,69 km<sup>2</sup> e desagua no litoral norte da Paraíba (6°43'02"S e 35°67'46"O). O estuário recebe baixa precipitação média e sofre forte evaporação (SILVA *et al.*, 2011; ÁLVARES *et al.*, 2013). A precipitação média durante o período de coleta foi de 350,9 mm no mês de junho e 1,7 mm para novembro de 2019 (AESAs, 2019). ).A região estuarina abrange 25 km e faz parte da Área de Proteção Ambiental da barra do rio Mamanguape (APA – Decreto 924/1993) (MOURÃO; NORDI, 2003), o qual foi criado para a proteção do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus manatus*) que utiliza o estuário com sua principal área de reprodução do Nordeste brasileiro (SILVA *et al.*, 2011), bem como conservação de recursos naturais (CRUZ; COSTA, 2014). Na foz do estuário, existe uma barreira de recifes perpendicular à costa que cria uma baía semifechada de águas calmas (Figura 1).

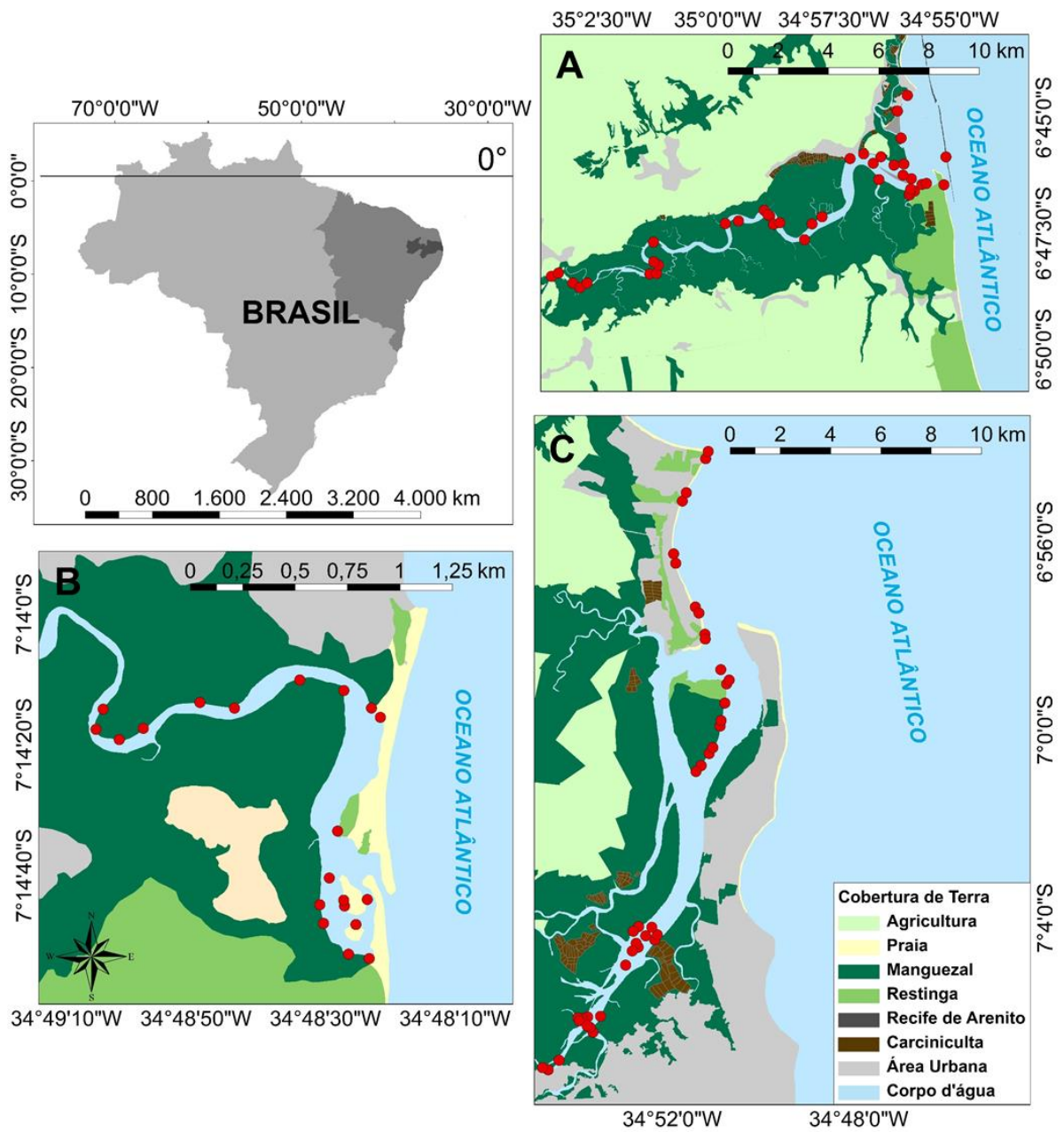
O estuário do rio Paraíba localiza-se na costa leste da Paraíba (7°6'12"S e 34°53'48"O) e faz parte da bacia hidrográfica do rio Paraíba do norte cuja área é de 20.071,83 km<sup>2</sup> e o comprimento do estuário de cerca de 31,2 km (Figura 1; LESSA *et al.*, 2018). A média de precipitação para o período de coleta no estuário do Paraíba foi de 314 mm em julho e 0 mm em novembro de 2019 (AESAs, 2019). Além disso, o porto de Cabedelo localiza-se na foz do estuário (NISHIDA, 2000). Ao longo dos seus afluentes foram construídas diversas barragens e reservatórios para abastecer as cidades para o uso doméstico, irrigação, criação e indústria (AESAs, 2004a). No entanto, essas construções tem provocado alterações na hidrodinâmica das bacias hidrográficas (DANTAS; SILVA; SANTOS, 2020) com consequente redução na vazão

do rio para o estuário. Além disso, essa bacia hidrográfica passou a receber água da transposição do rio São Francisco em função de períodos prolongado de estiagem na região, mas que, tem levado ao documento de espécies invasoras (RAMOS *et al.*, 2021).

O estuário do rio Gramame está situado no litoral sul da Paraíba ( $7^{\circ}14'10,82''$  S e  $34^{\circ}50'35,08''$  O) na bacia do rio Gramame, cuja área corresponde a  $581,1 \text{ km}^2$  (Figura 1; AESA, 2004b) e a extensão do estuário é de cerca de 12 km (MARACAJÁ *et al.*, 2010). A precipitação média para este estuário no período de amostragem foi de 285,9 mm em julho e 35,1 mm em outubro de 2019. A cobertura vegetal do estuário faz parte da Área de Preservação Permanente (APP - Lei Federal 4.771/65) que tem como finalidade reduzir os efeitos dos impactos antrópicos na nascente do rio (AESA, 2004b). Na bacia hidrográfica, foi construído o reservatório Gramame-Mamuaba, com a capacidade máxima de armazenamento de  $56,9 \text{ hm}^3$ , para abastecer a região metropolitana de João Pessoa (RIBEIRO *et al.* 2014).



**Figura 1.** Mapa da localização dos estuários do rio Mamanguape (A), do rio Gramame (B) e do rio Paraíba (C) na costa da Paraíba, Nordeste do Brasil.



**Fonte:** Elaborada pelo autor, 2022.

O estuário do rio Mamanguape abrange os municípios de Baía da Traição, Marcação e Rio Tinto, o estuário do rio Paraíba compreende os municípios de Santa Rita, Bayeux, Cabedelo, Lucena e João Pessoa e o estuário do rio Gramame está situado entre os municípios do Conde e João Pessoa (IBGE, 2010). Segundo o censo do IBGE (2010), a população residente para as cidades que compreende os estuários do rio Mamanguape, rio Paraíba e Gramame foi de 38.560 habitantes, 1.004.242 habitantes e 737.411 habitantes, respectivamente (IBGE,

2010). Em torno das áreas dos três estuários, atividades de cultivo de cana-de-açúcar, carcinicultura, de desmatamento e assentamento urbano são desenvolvidas que causam pressão às condições naturais (MACHADO FILHO *et al.*, 2015; DOLBETH *et al.*, 2016a). Além disso, registros recentes de microplásticos no conteúdo estomacal de vários peixes nos estuários de Mamanguape e Paraíba foram documentados (VENDEL *et al.*, 2017), e a eutrofização contínua da água por essas atividades que alteram a qualidade da água para os organismos do estuário da Paraíba (ALVES *et al.*, 2016).

### 3.2.2 AMOSTRAGENS

As amostragens foram realizadas em dois meses no período chuvoso (junho e julho de 2019) e dois meses no período seco (outubro e novembro de 2019), sempre durante o dia na maré sizígia. Os estuários foram divididos de acordo com o gradiente de salinidade (Mamanguape = 1-40, Paraíba = 5-40 e Gramame = 0-40). Devido às características particulares de cada estuário, o total amostral foi representado assim: 4 zonas (135 amostras) em Mamanguape, 4 zonas (110) na Paraíba e 2 zonas (60) em Gramame.

A maior parte da captura dos peixes nos estuários utilizou uma rede do tipo “*beach-seine*” (10 m de comprimento x 1,5 m de altura e malha de 0,8 cm), arrastada paralelamente a margem durante aproximadamente 3 minutos em profundidade máxima de 1,5 m. Cinco pontos amostrais foram escolhidos aleatoriamente em cada zona, onde em cada um deles foram realizados dois arrastos. Para evitar a influência entre arrastos, esses foram efetuados a uma distância de 100 m um do outro.

Amostragens complementares para um retrato mais eficiente da riqueza de espécies nos estuários também foram realizadas usando redes do tipo *Fyke* e tarrafas. Em cada ponto amostral, foi instalada uma rede *Fyke* (largura de (asas + boca) 12 m; 5,5 de comprimento total 1 x 1,5 m de área da boca, 5,5 de comprimento de cada asa e malha de 1 cm) na borda dos manguezais durante a preamar, e recolhidas após um período de 4 a 6h. Também foram realizados 20 lances de tarrafas em cada ponto amostral dos estuários. Todos os peixes capturados foram anestesiados em gelo para posterior fixação em formol a 10%.

Anteriormente aos arrastos, as seguintes variáveis abióticas foram aferidas: salinidade e temperatura da água foram medidas *in situ* usando um refratômetro óptico e um termômetro, respectivamente; transparência e profundidade (cm) com o disco de *Secchi* e profundímetro, respectivamente. Amostras de sedimento também foram coletados em cada ponto amostral para

análise granulométrica em laboratório, realizada através da separação mecânica dos grãos em peneiras com diferentes malhas seguindo a metodologia proposta por Cahoon *et al.* (1990). O sedimento foi classificado em areia grossa (> 250 µm) e areia fina (<250 µm). Amostras de água foram coletadas para quantificar as variáveis de nutrientes, através da concentração do fósforo total (TP, µg/l), nitrito+nitrato (NO<sub>x</sub>-N, µg/l), amônia (NH<sub>3</sub>-N, µg/l) e o ortofosfato (PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>, µg/l), seguindo a metodologia proposta por Strickland, Parsons (1972).

As variáveis do uso da terra e de largura do estuário foram obtidas a partir de imagens satélites utilizando o sistema de informação geográfica (ArcGIS versão 10.1; ESRI 2013). Para a interpretação visual, a cobertura da terra foi delimitada a uma escala de 1:10.000 de imagens disponíveis no Google Earth (TEIXEIRA *et al.*, 2020). Cobertura florestal (manguezal), restinga, assentamento humano, agricultura, carcinicultura foram obtidas por zonas em porcentagem através de um raio de distância de 2 km para o estuário do rio Paraíba, 1 km para o Mamanguape e 0,5 km para o Gramame, devido ao tamanho de cada sistema. A largura do canal foi obtida em metros para cada ponto de amostragem.

No laboratório os peixes foram identificados até o menor nível taxonômico possível, contados, medidos (comprimento total em milímetros) e pesados (g), e posteriormente acondicionados em álcool a 70%.

### 3.2.3 ANÁLISE DE DADOS

#### 3.2.3.1 VARIÁVEIS ABIÓTICAS E ESPACIAIS

Variáveis abióticas e a porcentagem de uso da terra foram consideradas como fração ambiental para análises estatísticas. As variáveis abióticas foram transformadas em  $\log(x+1)$  e os dados granulométricos e de paisagem em arcoseno para atender aos pressupostos de normalidade e homocedasticidade. Em seguida, uma matriz de distância euclidiana foi construída e cada variável foi testada através da Análise de Variância Permutacional não Paramétrica com 9999 permutações (*One-way PERMANOVA*) seguida do teste Pairwise (ANDERSON; TER BRAAK, 2003), para avaliar as diferenças entre os estuários. O design da PERMANOVA foi construído para ter apenas um fator espacial com três níveis fixos: Mamanguape, Paraíba e Gramame.

As variáveis abióticas foram examinadas pela ordenação da Análise de Componentes Principais (PCA) para detectar e visualizar a distribuição espacial destas variáveis entre os

estuários (CLARKE; GORLEY, 2006). PERMANOVA, o teste *Pairwise* e PCA foram realizadas usando as funções dos pacotes “vegan” (OKSANEN *et al.*, 2022), “pairwiseAdonis” (ARBIZU, 2020) e funções básicas do R.

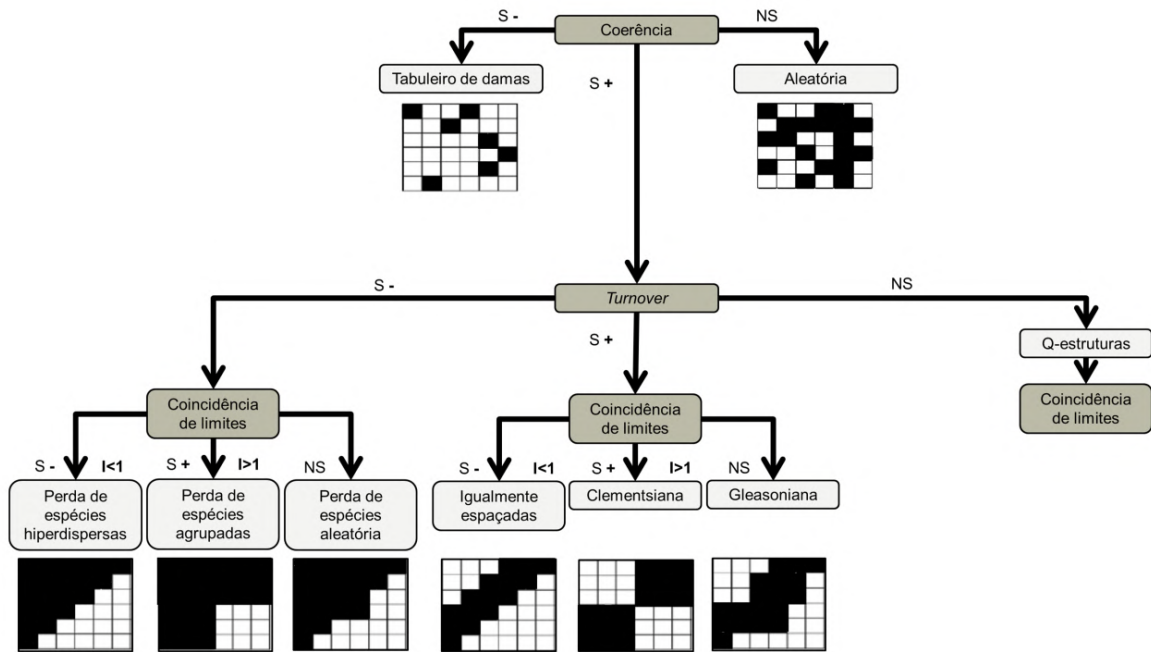
Para avaliar a influência espacial sobre as metacomunidades de peixes estuarinos, foram gerados preditores espaciais por meio das Coordenadas Principais de Matrizes Vizinhas (PCNM) para representar a distância entre os pontos amostrais. A técnica PCNM é baseada na Análise de Coordenadas Principais (PCoA) de uma matriz de distância truncada, que representa a configuração espacial dos locais de amostragem (DRAY; LEGENDRE; PERES-NETO, 2006). A distância entre os pontos amostrais dos estuários foi medida seguindo os cursos dos rios e a costa baseadas nas coordenadas geográficas. As distâncias foram obtidas para construir uma matriz de distância pareada usando ArcGIS. A matriz de distância do curso d'água foi preferida em detrimento a distância euclidiana devido à alta meandrização dos estuários e a possível dispersão de peixes entre os estuários ocorre através da costa (BROWN; SWAN, 2010; TOKIN *et al.*, 2018). Apenas autovetores positivos foram usados como preditores espaciais na Análise de Redundância Canônica (RDA) (DRAY; LEGENDRE; PERES-NETO, 2006; BORCARD; GILLET; LEGENDRE, 2018). Autovetores com altos autovalores representam pequenas distâncias enquanto pequenos autovalores representam grandes distâncias. As análises de PCNM foram realizadas usando as funções do pacote “vegan”. Todas as análises foram realizadas no ambiente estatístico R (versão 4.2.2, R Development Core Team 2022).

### 3.2.3.2 ELEMENTOS DE ESTRUTURA DE METACOMUNIDADES (EEM)

A estrutura de metacomunidade foi analisada através da análise de EEM utilizando de forma hierárquica as medidas de coerência (passo 1), substituição (passo 2) e a coincidência de limites (passo 3) para caracterização das metacomunidades por estuário (Figura 2; LEIBOLD; MIKKELSON, 2002; PRESLEY; HIGGINS; WILLIG, 2010; GÁSCON *et al.*, 2016). O método de média recíproca foi utilizado (Análise de Correspondência; CA) para ordenar os sítios com uma composição de espécies semelhante e as espécies com distribuição espacial semelhante (LEIBOLD; MIKKELSON, 2002). Posteriormente, a matriz de dados foi testada para o elemento de coerência e as ausências embutidas para serem comparadas com um modelo nulo com 1000 interações. A coerência calcula o número de ausências embutidas observadas a partir da matriz ordenada para comparar a distribuição nula das ausências embutidas produzidas de uma matriz simulada (LEIBOLD; MIKKELSON, 2002).

Se o número de ausências for significativamente maior do que o esperado ao acaso, a coerência é negativa, do contrário, se o número de ausências for significativamente menor do que o esperado ao acaso, a coerência é positiva. Caso a coerência seja significativamente negativa, a distribuição em tabuleiro de xadrez é observada (DIAMOND, 1975). Por outro lado, a coerência positiva não significativa indica uma distribuição aleatória (SIMBERLOFF, 1983). Caso a coerência significativamente positiva seja observada, as metacomunidades podem ser representadas pelas estruturas idealizadas aninhada, igualmente espaçada, Clementsiana ou Gleasoniana (LEIBOLD; MIKKELSON, 2002). Para o passo seguinte, a substituição (ou *turnover*) é calculada a partir do número de substituição de dada espécie na matriz ordenada (PRESLEY; HIGGINS; WILLIG, 2010). A substituição é negativa quando o número de substituição for menor do que esperado ao acaso, assim, a distribuição é aninhada (PATTERSON; ATMAR, 1986). Caso seja positiva, a substituição é maior do que esperado ao acaso quando comparada ao modelo nulo (GÁSCON *et al.*, 2016). Em ambos os casos a coincidência de limites é testada através do índice de Morisita (I) e o teste  $\chi^2$ . Neste passo, valores significativos  $> 1$  indicam limites agrupados, valores significativos  $< 1$  indicam limites hiperdispersos valores não significativos indicam distribuição das espécies independente e idiossincraticamente (HEINO *et al.*, 2015b; GÁSCON *et al.*, 2016). Desta forma, as metacomunidades aninhadas (*turnover* negativo) são distinguidas a partir de perda de espécies com limites agrupados, hiperdispersos ou aleatório, enquanto as metacomunidades com *turnover* positivos são distinguidas entre a distribuição igualmente espaçada (TILMAN, 1982), Clementsiana (CLEMENTS, 1916) ou Gleasoniana (GLEASON, 1926). Valores significativamente maiores do que 1 sugerem uma distribuição Clementsiana ou limites agrupados, ou seja, há uma evidente coincidência de limite entre a distribuição das espécies, à medida que, valores significativamente menores que 1 indicam limites igualmente espaçados ou limites hiperdispersos e valores não significativos indicam que os limites de distribuição aleatória, ou seja, a distribuição Gleasoniana ou a perda de espécies é aleatória (LEIBOLD; MIKKELSON, 2002; GÁSCON *et al.*, 2016). Além disso, substituição não significativa indica que existem quase-estruturas nas metacomunidades (Figura 2; PRESLEY; HIGGINS; WILLIG, 2010; GÁSCON *et al.*, 2016).

**Figura 2.** Esquema hierárquico seguido para análise de elementos de estrutura de metacomunidades (EEM) demonstrando como resultam nas seis metacomunidades (aleatória, tabuleiro de damas, aninhadas, igualmente espaçadas, Clementsiana, Gleasoniana) e quase estruturas (Q-aninhada, Q-igualmente espaçadas, Q-Clementsiana, Q-Gleasoniana). S = significativos, NS = não significativos, “+” positivos, “-” = negativos, “I” = valores dos índices de Morisitas. Adaptado de Gáscon *et al.* (2016) e Alves; Petsch; Barros (2020).



**Fonte:** Elaborada pelo autor, 2022.

Um modelo nulo proporcional fixo (método “r1”) foi utilizado para produzir as matrizes aleatórias para testar a significância da coerência e substituição. Este modelo nulo mantém o número de espécies de cada amostra, mas os intervalos da distribuição das espécies são preenchidos baseados nas suas probabilidades marginais (LÓPEZ-DELGADO; WINEMILLER; VILLA-NAVARRO, 2019). As análises de EEM e o modelo nulo foram realizados utilizando as funções do pacote “metacom” (DALLAS, 2022) no ambiente do R (versão 4.2.2, R Development Core Team 2022).

### 3.2.3.3 DETERMINANTES DA ESTRUTURA DAS METACOMUNIDADES

Para a matriz que corresponde aos dados bióticos da abundância numérica (assembleia de peixes), foi utilizada a transformação de Hellinger (LEGENDRE; GALLAGHER, 2001) com a finalidade de remover o efeito da diferença na abundância total de espécies, porém mantendo a variação relativa da composição das espécies entre as amostras (LEGENDRE; LEGENDRE, 2012).

Para verificar a presença de multicolinearidade entre as variáveis abióticas e espaciais foi calculado o Fator de Inflação da Variância (VIF) (BORCARD; GILLET; LEGENDRE, 2018). Para tal, as variáveis transformadas foram centradas e escalonadas através da subtração da média de cada valor e divisão pelo desvio padrão. As variáveis que obtiveram  $VIF > 10$  foram removidas (BORCARD; GILLET; LEGENDRE, 2018). Valores altos do VIF indicam que duas variáveis são correlacionadas ou que uma variável é uma combinação linear forte de várias outras variáveis (BORCARD; GILLET; LEGENDRE, 2018).

As matrizes das variáveis ambientais e espaciais, separadamente, foram incluídas no procedimento *Forward selection* para selecionar as variáveis preditoras dentro do modelo que melhor se ajusta as variáveis respostas. A seleção do modelo foi baseada no critério de “parada dupla” o qual leva em consideração o coeficiente de determinação ajustado ( $R^2$  ajustado) e o nível de significância de  $\alpha < 0,05$  das variáveis (BLANCHET; LEGENDRE; BORCARD, 2008) usando 9999 permutações.

Para discriminar quais as variáveis abióticas e espaciais que mais influenciam a estrutura das metacomunidades dos três estuários, foi utilizada a análise Análise de Redundância Canônica parcial (pRDA) (LEGENDRE; LEGENDRE, 2012). A pRDA é uma análise de gradiente direto, que pode ser interpretada como uma extensão da análise de regressão múltipla, na qual uma única resposta pode ter múltiplos preditores. A significância de cada fração dos preditores foi utilizada para classificar as metacomunidades de acordo com os paradigmas de metacomunidades proposto por Leibold *et al.* (2004): alocação de espécies, efeito de massa, modelo neutro e dinâmica de manchas. O critério de escolha do paradigma apropriado foi baseado na árvore de decisão elaborada por Cottenie (2005). Após a pRDA, foi realizada a análise de partição da variação seguindo o método descrito por Borcard, Legendre, Drapeau (1992), o qual permite a decomposição da variância em diferentes componentes. Os componentes obtidos foram relacionados com aqueles que quantificam a contribuição puramente de um componente ambiental [A|E], um componente puramente explicado pelo componente espacial [E|A], um componente explicado pelas variáveis ambientais e espaciais [b], e variação não explicada/resíduo [R] para a estrutura das metacomunidades dos peixes em cada estuário.

Por fim, o VIF, o procedimento de seleção *forward* e RDA parcial foram calculados através das funções dos pacotes “usdm” (NAIMI, 2017), “adespatial” (DRAY *et al.*, 2022) e a “vegan” no ambiente estatístico do R.

### 3.3 RESULTADOS

#### 3.3.1 VARIÁVEIS AMBIENTAIS

Os resultados da PERMANOVA indicam que a maioria das variáveis abióticas apresentaram diferenças significativas entre os estuários, exceto temperatura e Restinga (%). O teste *Pairwise* detectou que o estuário do Paraíba foi significativamente distinto dos estuários de Mamanguape e Gramame para a maioria das variáveis (Tabela 1). O estuário de Mamanguape foi caracterizado pela menor porcentagem de areia grossa e ocupação humana, e as maiores porcentagens de areia fina, matéria orgânica e cobertura florestal e restinga. O estuário do Paraíba foi caracterizado pelos menores valores de transparência, profundidade, porcentagem de areia fina, matéria orgânica e cobertura florestal, e os maiores valores de salinidade, temperatura, concentração de fósforo, ortofosfato, NO<sub>x</sub> (nitrito + nitrato), porcentagem de areia muito grossa, e o maior largura do canal e foz do estuário e porcentagem de área de agricultura e carcinicultura. O estuário do Gramame caracterizou-se pelo canal e foz do estuário mais estreitos e maior transparência, profundidade e área urbana (Tabela 1).

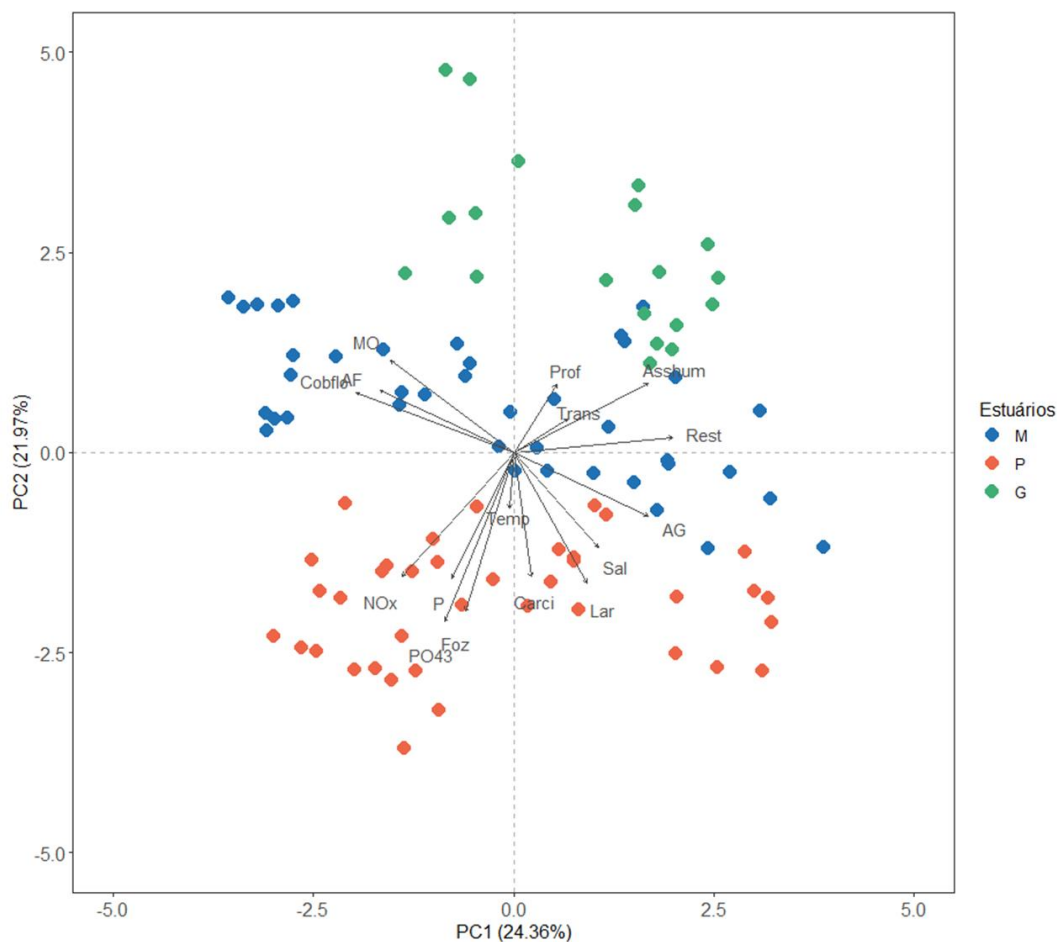
A Análise de Componentes Principais (PCA) agrupou os estuários de acordo com as variáveis ambientais e paisagens que caracterizam cada um. As amostras dos estuários de Gramame e as amostras do estuário de Mamanguape foram agrupadas na porção superior associadas à cobertura florestal, areia fina, transparência e profundidade, enquanto as amostras do estuário do Paraíba foram agrupadas na porção inferior e foram associadas a todas as variáveis de concentração de nutrientes, agricultura, temperatura, carcinicultura, salinidade, areia grossa, restinga e área urbana (Figura 3).



**Tabela 1.** Média (Md), erro padrão (EP) e o resultado da PERMANOVA para as variáveis ambientais e de paisagem dos estuários dos rios Mamanguape (M), Paraíba (P) e Gramame (G). \*  $p < 0,05$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*\*\*  $p < 0,001$ ; ns= não significativo

		Mamanguape	Paraíba	Gramame	Permanova		Teste <i>Pair-wise</i>					
		Md±EP	Md±EP	Md±EP	F	<i>p</i>	M vs. P		M vs. G		G vs. P	
							F	<i>p</i>	F	<i>p</i>	F	<i>p</i>
<b>Variáveis abióticas</b>	Salinidade	20,08 ± 1,40	26,85 ± 1,26	23,75 ± 2,34	6,44	***	14,61	***	0,13	ns	8,04	**
	Temperatura (°C)	28,26 ± 0,27	28,59 ± 0,19	27,77 ± 0,15	2,31	ns	1,30	ns	1,02	ns	7,64	**
	Transparência (cm)	34,39 ± 2,32	21,83 ± 1,78	39,77 ± 3,10	10,67	***	10,53	**	2,40	ns	18,77	***
	Profundidade (cm)	56,71 ± 3,39	45,11 ± 3,08	68,72 ± 6,60	8,05	***	9,92	**	1,37	ns	10,72	***
	Fósforo (µg/l)	130,38 ± 17,37	311,08 ± 20,42	89,38 ± 20,74	40,85	***	56,92	***	1,00	ns	130,25	***
	Ortofosfato (µg/l)	31,50 ± 1,59	262,96 ± 17,02	24,00 ± 0,98	413,91	***	546,54	***	6,23	**	463,34	***
	NOx (µg/l)	154,17 ± 22,39	406,44 ± 8,38	56,79 ± 6,30	56,99	***	63,56	***	4,95	**	117,92	***
	Amônia (µg/l)	46,67 ± 3,35	238,73 ± 18,86	29,54 ± 1,28	106,79	***	126,46	***	7,41	***	125,76	***
	Areia grossa (%)	46,33 ± 3,63	61,43 ± 3,27	55,16 ± 5,27	3,75	**	4,76	**	1,40	ns	0,25	ns
	Areia fina (%)	53,67 ± 3,63	38,57 ± 3,27	44,84 ± 5,27	3,75	**	3,98	ns	1,56	ns	0,07	ns
	Matéria orgânica (%)	8,56 ± 1,53	2,20 ± 0,19	6,84 ± 1,87	6,24	**	12,66	***	0,22	ns	8,7	**
<b>Variáveis de paisagem</b>	Largura do canal (m)	904,10 ± 119,07	1796,35 ± 224,09	219,71 ± 25,82	29,26	***	17,37	***	14,97	***	69,24	***
	Cobertura florestal (%)	52,11 ± 2,79	44,24 ± 2,46	48,44 ± 1,1	3,16	*	3,27	**	0,77	**	5,81	**
	Restinga (%)	4,51 ± 0,93	3,81 ± 0,46	1,72 ± 0,1	0,23	ns	1,38	ns	0,43	ns	0,25	ns
	Agricultura (%)	6,06 ± 1,06	6,53 ± 0,74	0,00 ± 0,00	2,37	***	5,22	*	22,55	***	66,47	***
	Carcinicultura (%)	2,92 ± 0,51	5,71 ± 0,73	0,00 ± 0,00	31,75	***	10,71	**	33,73	***	76,44	***
	Assentamento humano (%)	1,08 ± 0,16	7,21 ± 1,00	16,12 ± 2,13	42,12	***	20,91	***	151,38	***	18,74	***

**Figura 3.** Ordenação da Análise de Componentes Principais (PCA) das variáveis ambientais e de paisagem que representaram os estuários dos rios Mamanguape (M), Paraíba (P) e Gramame (G).



**Fonte:** Elaborada pelo autor, 2022.

### 3.3.2 ASSEMBLEIAS DE PEIXES

Foram capturados 11.334 espécimes de peixes compreendendo 124 espécies de 35 famílias (Apêndice A). Do total, 97 espécies foram capturadas em Mamanguape, 78 na Paraíba e 45 no estuário do Gramame. *Atherinella brasiliensis*, *Cetengraulis edentulus*, *Rhinosardinia bahiensis*, *Anchovia clupeioides*, *Sphoeroides testudineus* foram as espécies mais abundantes durante o período de amostragem nos três estuários. Algumas espécies foram registradas com alta frequência de ocorrência nos estuários: *Atherinella brasiliensis*, *Hyporhamphus unifasciatus*, *S. testudineus*, *Achirus lineatus*, *Lycengraulis grossidens* e *Strongylura timucu*. Do total de espécies capturadas, 55 foram consideradas raras na amostragem.

Para cada estuário, observamos que 9 espécies foram mais abundantes no estuário do Mamanguape (*A. brasiliensis*, *A. clupeioides*, *S. testudineus*, *A. hepsetus*, *H.*

*unifasciatus*, *Diapterus rhombeus*, *Lile piquitinga*, *R. bahiensis* e *Caranx latus*), 6 espécies no estuário do Paraíba (*A. brasiliensis*, *C. edentulus*, *R. bahiensis*, *Anchoa januaria*, *L. grossidens* e *P. virginicus*), enquanto o estuário do Gramame apresentou apenas 3 espécies (*A. brasiliensis*, *S. testudineus* e *S. greeleyi*) (APÊNDICE A).

### 3.3.3 ELEMENTOS DE ESTRUTURA DE METACOMUNIDADES

A análise dos Elementos da Estrutura das Metacomunidades revelou diferentes padrões de distribuição de espécies nos três estuários. Na escala da paisagem, a estrutura das metacomunidades foi classificada em distribuição Clementsiana. Na escala do local, os estuários de Mamanguape e Paraíba foram classificados em distribuição Q-Aninhada com perda de espécies agrupadas enquanto a metacomunidade no estuário do Gramame foi classificada em distribuição Q-Clementsiana (Figura 4; Tabela 2).

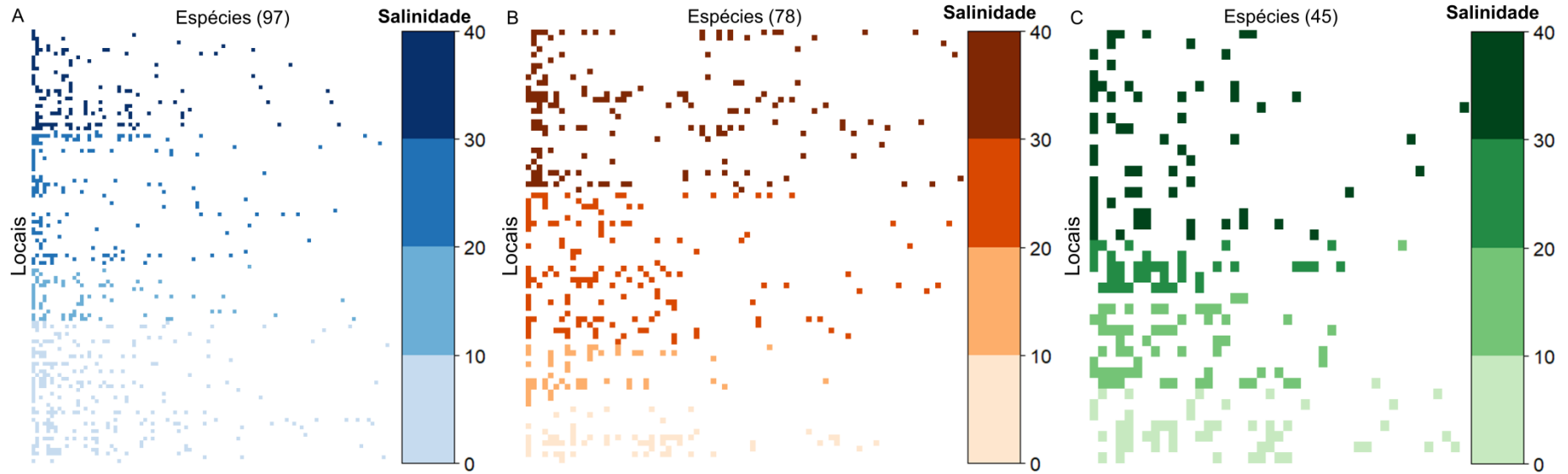
**Tabela 2.** Resultados da análise de dos Elementos de Estrutura de Metacomunidade (EEM) para as metacomunidades dos estuários dos rios Mamanguape, Paraíba e Mamanguape.

	<b>Total</b>	<b>Mamanguape</b>	<b>Paraíba</b>	<b>Gramame</b>
<b>Espécies</b>				
<b>Coerência</b>				
Ausências observadas	12563000000	1687	3097	588
Ausências esperadas	19569270000	2355,59	3672,09	1042,36
Z	-16245790	-8,22	-5,47	-1,07
Valor de <i>p</i>	<b>&lt;0,0001</b>	<b>&lt;0,0001</b>	<b>&lt;0,0001</b>	<b>&lt;0,0001</b>
<b>Turnover</b>				
Substituições observadas	4369913000000	109172	254806	29768
Substituições esperadas	2219397000000	116507,3	296024	25570,54
Z	7180052	-0,55	-1,18	1,12
Valor de <i>p</i>	<b>&lt;0,0001</b>	0,6	0,2	0,3
<b>Coincidência de limites</b>				
Índice de Morisita	4	1,84	1,75	2,05
Valor de <i>p</i>	<b>&lt;0,0001</b>	<b>&lt;0,0001</b>	<b>&lt;0,0001</b>	<b>&lt;0,0001</b>
Modelo	<b>Clementsiana</b>	<b>Q-Aninhada agrupada</b>	<b>Q-aninhada agrupada</b>	<b>Q-Clementsiana</b>

Foi possível notar que a estrutura das metacomunidades observada mostrou mudanças na distribuição das espécies associadas ao gradiente de salinidade. O grau de conectividade dos estuários pode ter colaborado para o aparecimento de padrões distintos

onde notou-se que houve maior número de espécies com menor ocorrência nos estuários de Mamanguape e Paraíba, promovendo uma estrutura Q-Aninhada, enquanto em Gramame ocorreu uma menor quantidade, resultando em uma estrutura Q-Clementsiana (Figura 4).

**Figura 4.** Ocorrência das espécies ao longo do gradiente de salinidade para os estuários do rio Mamanguape, Paraíba e Gramame. As espécies representam as colunas e as linhas os pontos amostrados. Quadrados coloridas representam a ocorrência das espécies. À direita, a barra do gradiente representa a faixa de salinidade na qual as amostragens ocorreram. Cores mais claras representam os menores valores de salinidade, faixa mais escura representam os maiores valores. Tons de azul (A) representam o gradiente no estuário do rio Mamanguape, os tons de laranja (B) apresentam o gradiente no estuário do rio Paraíba e os tons de verde (C) representam o gradiente no estuário do rio Gramame.



**Fonte:** Elaborada pelo autor, 2022.

### 3.3.4 DETERMINANTES DA ESTRUTURA DAS METACOMUNIDADES

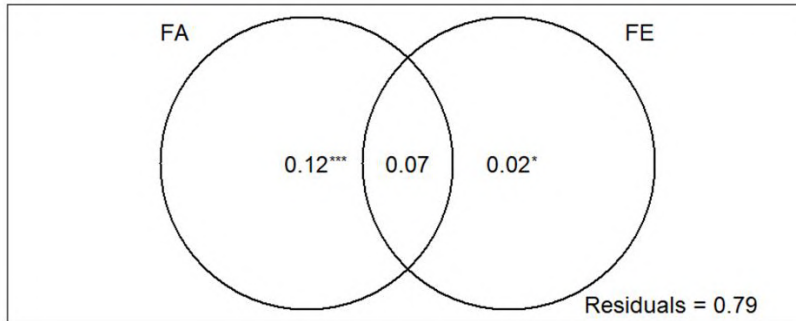
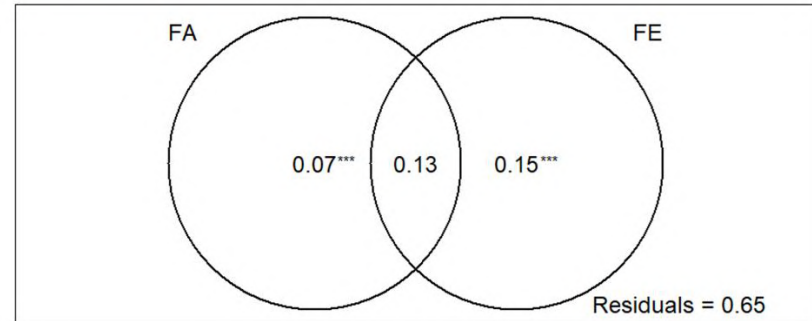
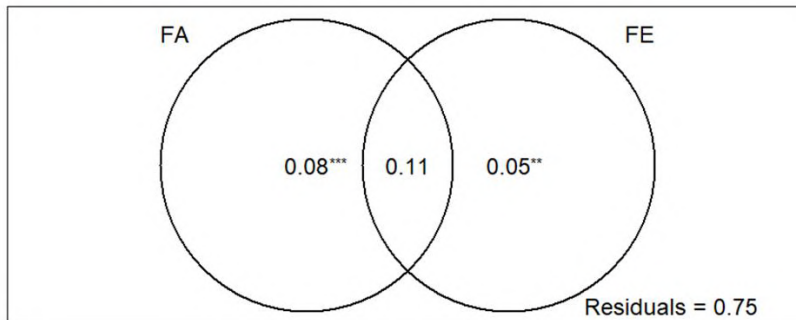
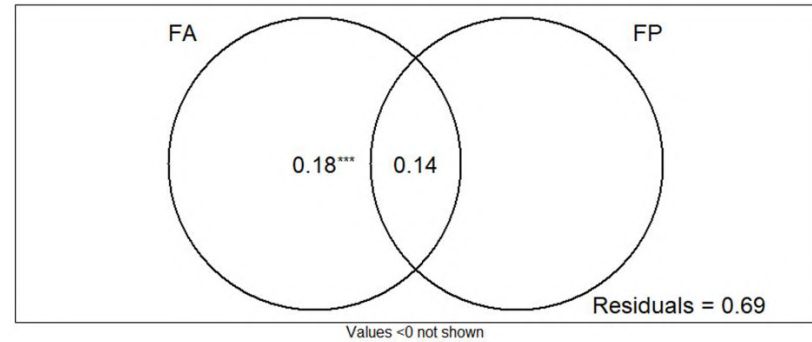
Das 16 variáveis abióticas (ambientais + paisagem) que foram submetidas ao teste de multicolinearidade ( $VIF > 10$ ), somente 14 variáveis foram mantidas quando os estuários foram analisados em conjunto (temperatura, transparência profundidade, salinidade,  $NO_x$ , amônia, areia fina, matéria orgânica, largura da foz, largura do estuário, cobertura florestal, agricultura, carcinicultura e assentamento humano). Dez foram mantidas para o estuário do rio Mamanguape (salinidade, profundidade, fósforo total, ortofosfato, amônia,  $NO_x$ , areia fina, matéria orgânica, cobertura florestal e agricultura), enquanto somente 9 foram mantidas para o estuário do rio Paraíba (salinidade, temperatura, transparência, profundidade, fósforo total,  $NO_x$ , areia grossa, matéria orgânica e assentamento humano) e para o rio Gramame (salinidade, temperatura, transparência, profundidade, fósforo total, areia fina, matéria orgânica, largura do estuário e cobertura florestal) (APÊNDICE B).

Para as variáveis espaciais, a análise da PCNM produziu 48 vetores com valores positivos em escala de paisagem. Localmente, 24 vetores foram produzidos para o estuário do rio Mamanguape, 19 para o Paraíba e 12 para o Gramame nos quais foram utilizados nas análises posteriores.

O modelo global produzido através da RDA foi significativo para as variáveis ambientais (Geral:  $R^2$  ajustado = 0,21,  $p = 0,001$ ; Mamanguape:  $R^2$  ajustado = 0,22,  $p = 0,001$ ; Paraíba:  $R^2$  ajustado = 0,21,  $p = 0,001$ ; Gramame:  $R^2$  ajustado = 0,34,  $p = 0,02$ ) e espaciais (Geral:  $R^2$  ajustado = 0,11,  $p = 0,003$ ; Mamanguape:  $R^2$  ajustado = 0,38,  $p = 0,001$ ; Paraíba:  $R^2$  ajustado = 0,18,  $p = 0,003$ ; Gramame:  $R^2$  ajustado = 0,18,  $p = 0,002$ ). O procedimento de seleção *forward* detectou matéria orgânica, cobertura florestal, largura da foz, assentamento humano, temperatura,  $NO_x$ , profundidade e transparências com as variáveis ambientais preditoras para os estuários em escala de paisagem e os componentes PCNM2, PCNM20, PCNM3 como a variável espacial. Matéria orgânica, amônia, salinidade e cobertura florestal foram as variáveis ambientais preditoras para o estuário do rio Mamanguape e os componentes PCNM 2, PCNM1, PCNM11, PCNM18, PCNM21, PCNM20 como variáveis espaciais. O assentamento humano,  $NO_x$ , Sal, fósforo total e os componentes espaciais PCNM 1, PCNM 2 e PCNM 13 foram selecionadas para o Paraíba. Para o Gramame, areia fina e o componente PCNM 1 foram selecionados (APÊNDICE C).

De acordo com os resultados da partição da variação, os preditores ambientais e espaciais apresentaram diferentes contribuições para a estrutura das metacomunidades de peixes em escala de paisagem e para os estuários localmente (Figura 5). Por exemplo, a fração pura dos preditores ambientais explicou 12% da variação na estrutura da metacomunidades para todos os estuários, fração compartilhada dos preditores ambientais e espaciais 7% e a fração pura 2%. No estuário do rio Mamanguape a fração pura dos preditores espacial explicou 15% da estrutura e a fração compartilhada entre preditores ambientais e espaciais 13% e fração ambiental 7%. Para o estuário do rio Paraíba, a fração compartilhada explicou 11% da variação e a fração pura das variáveis ambientais explicou 8% cada e a fração pura das variáveis espaciais explicou 5%. Por fim, para o estuário do rio Gramame a fração pura das variáveis ambientais explicou 18% e a fração compartilhada 14%. Valores significativos foram observados para fração pura dos preditores ambientais e espaciais de todos os estuários e para cada estuário, exceto Gramame o qual somente os preditores ambientais foram significativos (Figura 5).

**Figura 5.** Proporção explicada individualmente e compartilhada pela relação das variáveis ambientais e espaciais selecionadas dentro do modelo pelo procedimento do *Forward selection* com as espécies das metacomunidades dos estuários dos rios Mamanguape, Paraíba e Gramame. Valores negativos não são colocados no diagrama. \*\*\*  $p < 0,001$ , \*\*  $p < 0,01$  e \* $p < 0,05$ . FA = fração puramente ambiental, FE= fração puramente espacial.

**Geral****Mamanguape****Paraíba****Gramame**



### 3.4 DISCUSSÃO

Os resultados apontaram que a organização das metacomunidades de peixes dos três estuários foi influenciada diferentemente pelas variáveis ambientais e pelas variáveis espaciais em escala de paisagem e localmente. A estrutura Clementsiana observada em escala de paisagem sugere que o arranjo ambiental determina os limites das metacomunidades de cada estuário, através da substituição de espécies em conjunto. Localmente, entretanto as metacomunidades Q-aninhadas do estuário do Mamanguape e Paraíba foram determinadas pela contribuição do gradiente ambiental e conectividade dos habitats estuarinos com o ambiente marinho costeiro. A estrutura Q-Clementsiana no estuário do rio Gramame decorreu da substituição conjunta das espécies pela filtragem ambiental e isolamento das espécies. De acordo com a análise de partição da variação, a contribuição significativa da fração puramente ambiental para as estruturas destas metacomunidades em escala de paisagem e localmente, sugere o mecanismo de alocação de espécies (*species sorting*). Este mecanismo ocorre quando há seleção de habitats de acordo com as preferências ecológicas dos organismos, aumentando seu *fitness* (SOININEN, 2014; SHOEMAKER; MELBOURNE, 2016). De acordo com Soininen (2014), alocação de espécies é maior em sistemas marinhos e estuarinos, pois os organismos podem se dispersarem mais eficiente devido ao *continuum* desses sistemas. Autores como Mouillot (2007) e Loeuille, Leibold (2008) apontaram que a heterogeneidade ambiental ao longo dos estuários pode promover alocação de espécies através da segregação de nicho. Essa alocação de espécies pode ser ainda maior em sistemas com uma menor conectividade (GUIMARÃES; HARTZ; BECKER, 2014), como é o caso do estuário do rio Gramame.

No caso da hipótese de que a estrutura Clementsiana seria observada foi aceita apenas em escala de paisagem. Este modelo de estrutura de metacomunidades surge a partir da substituição de espécies em conjunto que respondem similarmente as mesmas condições em gradientes (PRESLEY; MELLO; WILLIG, 2019). Neste sentido, este resultado demonstra estas metacomunidades se formaram pelas repostas das espécies as diferenças nas condições ambientais observada entre os estuários. De acordo com o procedimento *Forward*, as diferenças ocorreram principalmente para a matéria orgânica, cobertura florestal e largura da foz. Mamanguape e Gramame foram representados pelos maiores valores de matéria orgânica, por outro lado, maior largura da foz foi observada para o estuário do Paraíba e Mamanguape. Maior concentração de matéria orgânica é

típico de substrato lamoso em ecossistemas estuarinos (REIS-FILHO; SANTOS, 2014) associados a manguezais que confere maior suprimento de alimento para diversos organismos (CLAUDINO *et al.*, 2015; PÁEZ *et al.*, 2018) aumentando a complexidade das teias tróficas pela presença do microfitobentos (FIGUEIREDO; PESSANHA, 2016), abundância de peixes em planícies de maré (SILVA; BAETA; PESSANHA, 2018) e refúgios nos microhabitats promovidos pelos pneumatóforos do mangue (PEREIRA *et al.*, 2022) e no próprio substrato não consolidado. Por exemplo, associadas ao substrato lamoso no estuário do rio Mamanguape, foram capturadas 9 espécies da família Achiridae, Cyclopsettidae e Cynoglossidae. Muitos desses linguados demonstram preferência por substratos não consolidados devido à capacidade de se enterrarem neste ambiente e como método de camuflagem e proteção a possíveis predadores (ELLIS; HOWELL, HUGHES, 1997), assim como, para capturar presas desprotegidas (STONER; OTTMAR, 2003).

Em relação a largura da foz, os estuários dos rios Mamanguape e Paraíba possuem a foz maior do que Gramame (MARACAJÁ *et al.*, 2010) e, portanto, os dois primeiros apresentando maior conectividade com o ambiente costeiro adjacente favorecendo maior oportunidade de dispersão de espécies marinhas para o estuário (PASQUAUD *et al.*, 2015). Esta variável ainda pode ter interagido com a salinidade localmente para formar a estrutura aninhada nos estuários do Mamanguape e Paraíba. O surgimento das estruturas aninhadas depende da tolerância ambiental, especialização e a capacidade de dispersão das espécies para alcançar os habitats (PATTERSON; ATMAR, 1986). O gradiente de salinidade agiu como principal filtro ambiental selecionando espécies com diferentes capacidades de tolerância (ARAÚJO; DANTAS; PESSANHA, 2016). Em nosso estudo, a estrutura aninhada ocorreu por causa da contribuição das espécies estenohalinas registradas em um maior número nas zonas inferiores desses estuários com decréscimo em direção as zonas superiores, corroborando com os resultados descritos por Alves, Petsch, Barros (2020) para os estuários tropicais. Por exemplo, espécies como *Acanthurus bahianus*, *Paranisotremus moricandi*, *Anisotremus virginicus*, *Atherinella blackburni* e *Selene vomer* foram capturadas nas zonas inferiores do estuário do rio Mamanguape, enquanto *Polydactylus virginicus*, *Pellona harroweri*, *Chirocentron bleekermanus*, *Menticirrhus littoralis* e *Histrion histrio* nas zonas inferiores do estuário do rio Paraíba neste estudo. Locais mais próximos à foz do estuário apresentam uma maior conectividade com o oceano e condições mais estáveis de salinidade o que aumenta a taxa dispersão de espécies marinhas (SANTOS; SEVERI, 2019).

Vários trabalhos realizados com diferentes populações de peixes no estuário do rio Mamanguape (ARAÚJO; DANTAS; PESSANHA, 2016; ARAÚJO *et al.*, 2018), ou ainda o uso de diferentes habitats pelos peixes (SILVA; BAETA; PESSANHA, 2018), já haviam apontado a importância da salinidade como principal preditor de suas distribuições nesse estuário. Adicionalmente, outros autores como Medeiros *et al.* (2018) e Lima *et al.* (2020) indicam que essa variável pode ter atuado favorecendo uma grande riqueza de espécies observada no estuário do rio Mamanguape. Em nosso estudo as maiores abundâncias numéricas dos peixes, registradas durante o período de menor salinidade, foram associadas ao processo de recrutamento de peixes juvenis marinhos, principalmente das espécies das famílias Engraulidae, Gerreidae e Carangidae. Durante este período, os recrutas (*young-of-the-year*) buscam tais condições para fugir do estresse osmótico no ambiente marinho costeiro (KISTEN *et al.*, 2019). Muitos desses peixes juvenis marinhos são adaptados para viver no estuário sob essas condições porque o investimento energético da osmorregulação é redirecionado para o crescimento (KOMOROSKE *et al.*, 2016).

Além dos valores altos de salinidades associados as metacomunidades do estuário do Paraíba, uma maior concentração de nutrientes (NO<sub>x</sub>) foi observada como variável preditora. Ainda, de acordo com a PCA, este estuário foi caracterizado pelas variáveis que representam as perturbações antrópicas, correlacionadas com a carcinicultura, agricultura e assentamento humano. A alta concentração de nutriente neste estuário é devido a descarga de efluentes domésticos não tratados proveniente destas atividades (DOLBETH *et al.*, 2016a; SANTANA *et al.*, 2018) que aumenta a concentração de material particulado em suspensão na água (BARLETTA; LIMA; COSTA, 2019). Estes fatores promovem hipóxia da água que aumenta as taxas de mortalidade de peixes (BREITBURG *et al.*, 2003; JEPPESEN *et al.*, 2018). O represamento das águas nos reservatórios construídos na bacia diminui a descarga de água doce que acaba reduzindo à diluição desses elementos no estuário e, portanto, menor qualidade da água acaba sendo registrada. Em um estudo que avaliou a resposta de espécies de peixes aos poluentes neste estuário indicou que peixes demersais como *S. testudineus*, *Achirus achirus*, *Bathigobius soporator* são mais vulneráveis aos impactos (nesse caso os xenobióticos), do que os representantes pelágicos (MACÊDO *et al.*, 2019). No nosso estudo, houve uma maior captura de espécies pelágicas, como *A. brasiliensis*, *R. bahiensis*, *A. januarina*, *A. hepsetus* e *C. edentulus*. A maior abundância de *A. brasiliensis* e *R. bahiensis* já foram registradas neste estuário em estudos anteriores por Dolbeth *et al.* (2016a). A capacidade

natatória destas espécies favorece uma resposta mais rápida de fuga a uma perturbação por despejo de efluente, ao passo que a espécies demersais são mais vulneráveis por não responderem da mesma forma (DOLBETH *et al.*, 2016a).

No caso da metacomunidades do estuário do Gramame, a estrutura Q-Clementsiana foi mediada pela filtragem ambiental pelas diferentes composições dos substratos combinado a menor conectividade deste estuário, favorecendo o mecanismo de alocação de espécie. Na parte inferior deste estuário há uma barreira de areia a qual interrompe a conexão com o oceano durante a maré baixa (MARACAJÁ *et al.*, 2010). Durante este episódio, a conectividade diminui devido ao reduzido nível de água, impossibilitando temporariamente a dispersão e conseqüentemente limitando a dispersão das espécies e isolando as populações residentes (POTTER *et al.*, 2010; FERNANDES *et al.*, 2014). Este resultado pode ser observado pela baixa abundância de juvenis *Caranx latus* e *Strongylura timucu* e peixes da família Engraulidae em comparação aos demais estuários estudados, uma vez que, são dependentes da conectividade porque as populações adultas e os locais de desova ocorrem no ambiente marinho (BOOMHOWER *et al.*, 2010; CAMPOS; CASTRO; BONECKER, 2010; EGBERT; RULLIFSON, 2017). A conectividade também afetada o número de potenciais espécies colonizadoras no estuário (PASQUAUD *et al.*, 2015), e devido a isto a menor riqueza de espécies foi observada no estuário do rio Gramame.

Por outro lado, as metacomunidades de peixes dentro dos estuários dos rios Mamanguape e Paraíba também foi influenciada significativamente pelos preditores espaciais, indicando que a distância entre os habitats foi importante para a dispersão destes organismos. Desta forma, a contribuição da alocação de espécies e o efeito de massa (*mass effect*) pode ter sido importante localmente. Estas evidências demonstram que a apesar da alocação de espécies ter ocorrido, a dispersão foi suficiente para que as espécies pudessem se dispersar para rastrear as condições nos habitats de menor qualidade contribuir para formação da estrutura Q-aninhada nestes estuários. Além disso, os autovetores da análise da PCNM selecionados no procedimento *forward* representaram as maiores distância espaciais e efeito de massa pode ter sido maior para espécies com maior capacidade de dispersão e isolamento espacial ocorreu para as espécies com menor capacidade de dispersão (HEINO *et al.*, 2015b). A fração da contribuição compartilhada entre os preditores ambientais e espaciais foram de 13%, 11% e 14% nos estuários dos rios Mamanguape, Paraíba e Gramame sugerindo que as variáveis ambientais foram espacialmente estruturadas. Por exemplo, gradiente longitudinal de salinidade aumenta à

medida que se aproxima do oceano em estuários positivos (POTTER *et al.*, 2010). Ainda, maior porcentagem variação não explicada pelas variáveis preditoras (Paisagem: 79%, Mamanguape: 65% e Paraíba: 75% e Gramame: 69%) foi identificada neste estudo, e também pode ter sido devido à ausência de alguma variável não medida ou processos estocásticos contribuindo para a estrutura das metacomunidades. Apesar disso, baixa porcentagem de variação explicada pelos preditores obtida pela análise da partição da variação já foi observada em outros estudos (LÓPEZ-DELGADO *et al.*, 2018; ALVES *et al.*, 2020).

Nosso estudo destacou como os processos naturais, espaciais e antrópicos atuaram na estrutura das metacomunidades de peixes estuarinos. Entender como essas estruturas de metacomunidades de peixes são mediadas pelos processos ambientais e espaciais nos estuários é necessário para possíveis medidas de conservação e restauração. O estudo indicou que a alocação de espécies e o efeito de massa contribuíram diferentemente para a estrutura Clementsiana em escala de paisagem a estrutura e Q-aninhada nos estuários dos rios Mamanguape e Paraíba e Q-Clementsiana no Gramame. De acordo com a partição da variação, a alocação de espécie em escala de paisagem foi resultado das diferenças na concentração de matéria orgânica, cobertura florestal, indicando uma importância para disponibilidade de recurso alimentar, de refúgio e a conectividade como os determinantes e em escala local salinidade foi mais importante para as metacomunidades do Mamanguape e Paraíba, a concentração de nutrientes para o Paraíba e areia fina para o Gramame. Ainda, os resultados obtidos para o estuário do rio Paraíba sugerem que a estrutura Q-aninhada pode ter sido determinada pelas pressões antrópicas que limitou a ocorrência das espécies. Assim, as possíveis medidas de conservações deveriam ser direcionadas a manutenção da heterogeneidade ambiental e conectividade espacial para garantir a filtragem ambiental e dispersão das espécies através dos sistemas estuarinos e marinhos.

## 4 CAPÍTULO 2

*Manuscrito a ser submetido ao periódico Estuarine, Coastal and Shelf Science*

### **DIVERSIDADE TAXONÔMICA, FUNCIONAL E FILOGENÉTICA DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES EM TRÊS ESTUÁRIOS TROPICAIS COM INFLUÊNCIA DA REGIÃO SEMIÁRIDA**

Caroline Stefani da Silva Lima<sup>1</sup> e André Luiz Machado Pessanha<sup>2</sup>

#### **Resumo**

Os estuários são ecossistemas costeiros reconhecidos por suas funções ecológicas para as assembleias de peixes como áreas de berçários, proteção, alimentação e reprodução. Estas funções dependem das condições ambientais, da disponibilidade de habitats e geomorfologia que influenciam a ocorrência das espécies. Desta maneira, este trabalho objetivou avaliar como a configuração da paisagem e condições locais influenciam o padrão espacial das assembleias de peixes para a diversidade taxonômica, funcional e filogenética em estuários que tem maior parte de suas bacias hidrográficas na região de clima semiárido. As amostragens ocorreram nos estuários do Mamanguape, Paraíba e Gramame no ano de 2019. O resultado da partição da diversidade foi similar para os estuários, com diferenças apenas observados para diversidade taxonômica, onde o estuário do Gramame apresentou contribuição semelhante de alfa e beta devido influenciada pela sua geomorfologia que limitou o movimento de espécies para o estuário. O componente beta foi maior apenas para a diversidade taxonômica, enquanto que alfa foi maior para diversidade funcional e filogenética, sugerindo que a diferenciação de nicho ocorreu na escala local e a redundância ao longo do estuário. As assembleias de peixes no estuário do Gramame demonstraram um maior grau de sinal filogenético do que as assembleias nos demais estuários devido ao menor grau de conectividade deste estuário que provocou uma frequência menor para espécies filogeneticamente distantes. A variabilidade da cobertura vegetal, largura da foz, concentração de nutriente e salinidade apresentou efeito sobre a identidade das espécies via filtragem ambiental. Apesar dos padrões de diversidade semelhantes aos outros estuários, as assembleias de peixes foram influenciadas pelas alterações antrópicas na concentração de nutrientes no estuário do Paraíba.

**Palavras-chave:** peixes juvenis; escalas espaciais; seleção de habitat; traços funcionais; história de vida.

---

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Estadual da Paraíba – UEPB  
E-mail: [csslímabio@gmail.com](mailto:csslímabio@gmail.com)

<sup>2</sup> Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Estadual da Paraíba – UEPB  
E-mail: [andrepessanhauepb@gmail.com](mailto:andrepessanhauepb@gmail.com)

## Abstract

Estuaries are coastal ecosystems recognized for their ecological functions for fish assemblages as nursery, protection, feeding and breeding areas. These functions depend on environmental conditions, habitat availability and geomorphology that influences the occurrence of fish species. This work aimed to evaluate how landscape configuration and local conditions influence the spatial pattern of fish assemblages for taxonomic, functional and phylogenetic diversity. Sampling surveys occurred in the Mamanguape, Paraíba and Gramame estuaries in 2019. The diversity partitioning was similar among estuaries, with differences observed for taxonomic diversity, where the Gramame estuary showed similar contribution of alpha and beta due to its geomorphological characteristic. The beta component was higher only for taxonomic diversity, while alpha was higher for functional and phylogenetic diversity, suggesting that niche differentiation occurred at local scale and redundancy along the estuary. Fish assemblages of Gramame estuary showed a higher degree of phylogenetic signal than assemblages in subsequent estuaries due to lower degree of connectivity of this estuary that caused a lower phylogenetically frequency for species. Vegetation cover variability, estuary width, nutrient concentration and salinity had an effect on species identity via environmental filtering. Despite diversity patterns similar to other estuaries, fish assemblages were influenced by anthropogenic changes in nutrient concentration in the Paraíba estuary.

**Keywords:** Juvenile fishes, Spatial scales, turnover, habitat selection, functional traits, life history.

## 4.1 INTRODUÇÃO

Os estuários são ecossistemas costeiros reconhecidos por suas funções ecológicas para assembleias de peixes como áreas de berçários, proteção, alimentação e reprodução (WHITFIELD, 2017). Por esse motivo, estes ecossistemas são considerados essenciais para a manutenção dos estoques pesqueiros marinhos (ELLIOTT *et al.*, 2022). Além dessas funções ecológicas, os estuários são fundamentais para a garantia de serviços ecossistêmicos, como proteção da costa contra a ação das ondas e marés e a manutenção do carbono azul (THORHAUG *et al.*, 2020). As funções e serviços devem-se, principalmente, as características dos estuários, como a presença de um gradiente ambiental, criado pela mistura de água doce e marinha, cuja dinâmica é determinada pela pluviosidade (BARLETTA; LIMA, 2019). Além disso, a presença de diferentes habitats como manguezais e bancos de fanerógamas fornecem recursos alimentares e refúgio para os peixes (GONZALEZ *al.*, 2019; BASTOS *et al.*, 2022)

Os peixes estuarinos evoluíram para lidar com as flutuações das condições que garantiu que as espécies pudessem explorar uma série de habitats dentro do estuário. Em virtude disto, as assembleias de peixes desempenham diversas funções baseados nos seus

conjuntos de traços funcionais (VILLÉGER *et al.*, 2017). As espécies ocupam diferentes faixas de salinidade (WHITFIELD, 2015), diferentes posições da coluna d'água (PESSANHA *et al.*, 2015; DOLBETH *et al.*, 2016a) e apresentam uma variedade de hábitos alimentares (WHITFIELD *et al.*, 2022). O padrão de uso do estuário indica a sua origem de água doce, estuarina e marinha, ocorrendo ocasionalmente, como residentes permanentes ou utilizando parcialmente de modo obrigatório ou oportunístico como berçário (POTTER *et al.*, 2015). Estas características conferem aos peixes um papel ecológico fundamental no funcionamento do ecossistema através da transferência de energia na forma de biomassa entre ambiente costeiro (NAKAMURA *et al.*, 2008), na ciclagem de nutrientes (HOLMLUND; HAMMER, 1999) e manutenção das teias tróficas (LEFCHECK; DUFFY, 2015).

Outros fatores determinantes para as assembleias de peixes dizem respeito à geomorfologia do estuário e a pressão antrópica. Segundo Pasquaud *et al.* (2015), estuários de maior dimensão comportam uma maior riqueza de espécies devido a maior diversidade de habitats e maior produtividade primária. Ainda de acordo com os mesmos autores, a largura da desembocadura do estuário confere maior conectividade marinho-costeira e, portanto, um maior número de espécies de origem marinha registrado (PASQUAUD *et al.*, 2015). Valesini *et al.* (2014) ao compararem estuários permanentemente abertos e outros sazonalmente abertos encontraram um número menor de peixes marinhos para este último grupo de estuários. Em relação a pressão antrópica, tais alterações das características naturais dos estuários podem influenciar a nível de espécies e/ou função (PAWLUK *et al.*, 2022). Este processo selecionam as espécies que toleram tais perturbações em detrimento das demais (OLDS *et al.*, 2018). Portanto, estudos de padrões de diversidade são necessários para compreender o efeito dessas alterações nos organismos e seus possíveis impactos no funcionamento dos ecossistemas (CAVALCANTE *et al.*, 2022)

Diversas ferramentas têm sido desenvolvidas para avaliar as mudanças na riqueza de espécies e sua composição através das múltiplas escalas espaciais (LANDE, 1996; CRIST *et al.*, 2003; BASELGA *et al.*, 2010; DE BELLO *et al.*, 2010, PODANI; SCHMERA, 2011). Uma dessas ferramentas, é a partição das diversidades entre os componentes alfa, beta e gama (WHITTAKER, 1960, 1972) em uma abordagem aditiva (LANDE, 1996) ou multiplicativa (WHITTAKER, 1972). Independentemente da abordagem, a decomposição da diversidade busca compreender a contribuição da diversidade beta e alfa para a estruturação das comunidades. Esses dois componentes



informam sobre variação da composição de espécies entre habitats (beta) e dentro dos habitats (alfa) e confere pistas das possíveis regras de montagens (DE BELLO *et al.*, 2010; CHASE *et al.*, 2011; MÜNKEMÜLLER *et al.*, 2012; MORI; ISBELL; SEIDL, 2018).

A variação da composição de espécies ocorre devido as respostas as mudanças ambientais espécie-específicas (SCHMERA *et al.*, 2017). A sensibilidade das respostas das espécies a estas mudanças são mediadas pelos seus traços funcionais (TUCKER *et al.*, 2018), os quais são acumulados por processos evolutivos (especiação) (ACKERLY *et al.*, 2009; TUCKER *et al.*, 2018). Estas mudanças ambientais determinam os processos ecológicos como a filtragem ambiental, a competição e a dispersão que influenciam a distribuição das espécies e seus traços (CADOTTE *et al.*, 2019), formando comunidades super dispersas mediadas pela competição ou aglomerada pela filtragem ambiental favorecendo o surgimento de agrupamentos filogenéticos (CADOTTE *et al.*, 2013). Neste contexto, as abordagens da diversidade funcional e filogenética fornecem conhecimento adicional sobre a relação dos traços funcionais com os ambientes e suas relações filogenéticas (PAVOINE; BONSALL, 2010). De acordo com a hipótese do conservadorismo de nicho, espécies filogeneticamente relacionadas apresentam um sinal filogenético em seus traços em que são funcionalmente equivalentes (HARVEY; PAGEL, 1991). Entretanto, este pressuposto depende das especificidades de cada ecossistema (CADOTTE *et al.*, 2019). Neste sentido, as abordagens da partição de diversidade entre os componentes alfa e beta nas dimensões taxonômicas, funcionais e filogenéticas são ferramentas complementares para fornecer compreensão dos processos adjacentes as montagens de comunidades (MÜNKEMÜLLER *et al.*, 2012).

Desta maneira, este estudo objetivou investigar como os padrões de diversidade taxonômica, funcional e filogenéticas das assembleias de peixes são determinados em três estuários tropicais que tem maior parte de suas bacias hidrográficas na região está sob clima semiárido. Estes estuários também apresentam diferenças geomorfológicas e no grau de impacto antrópico que, por sua vez, pode influenciar nos padrões distribuição das espécies e nos seus traços funcionais. Assim, foi hipotetizado que a heterogeneidade ambiental e o tamanho da foz como uma medida de conectividade espacial impactam as diferenças na contribuição de alfa e beta taxonômica, funcional e filogenética entre os estuários com diferentes contribuições das espécies e dos traços dominantes. Adicionalmente, as espécies apresentam um alto sinal filogenético nos traços funcionais devido a filtragem ambiental.

## 4.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.2.1 ÁREAS DE ESTUDO

As amostragens foram conduzidas nos estuários tropicais localizados na zona costeira da Paraíba: estuário do rio Mamanguape, estuário do rio Paraíba e estuário do rio Gramame (Figura 1). Os três estuários apresentam climas classificados como tropical segundo As' Köppen-Geiger (ÁLVARES *et al.*, 2013). As estações do ano são divididas em inverno chuvoso (março a agosto) e verão seco (setembro e fevereiro) (ÁLVARES *et al.*, 2013). As margens do estuário são cobertas por manguezais compostos por *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Avicennia schaueriana*, *Laguncularia racemosa* e *Conocarpus erectus* (GUEDES *et al.*, 2002; NASCIMENTO; MOURÃO; ALVES, 2011, MACHADO FILHO *et al.*, 2015).

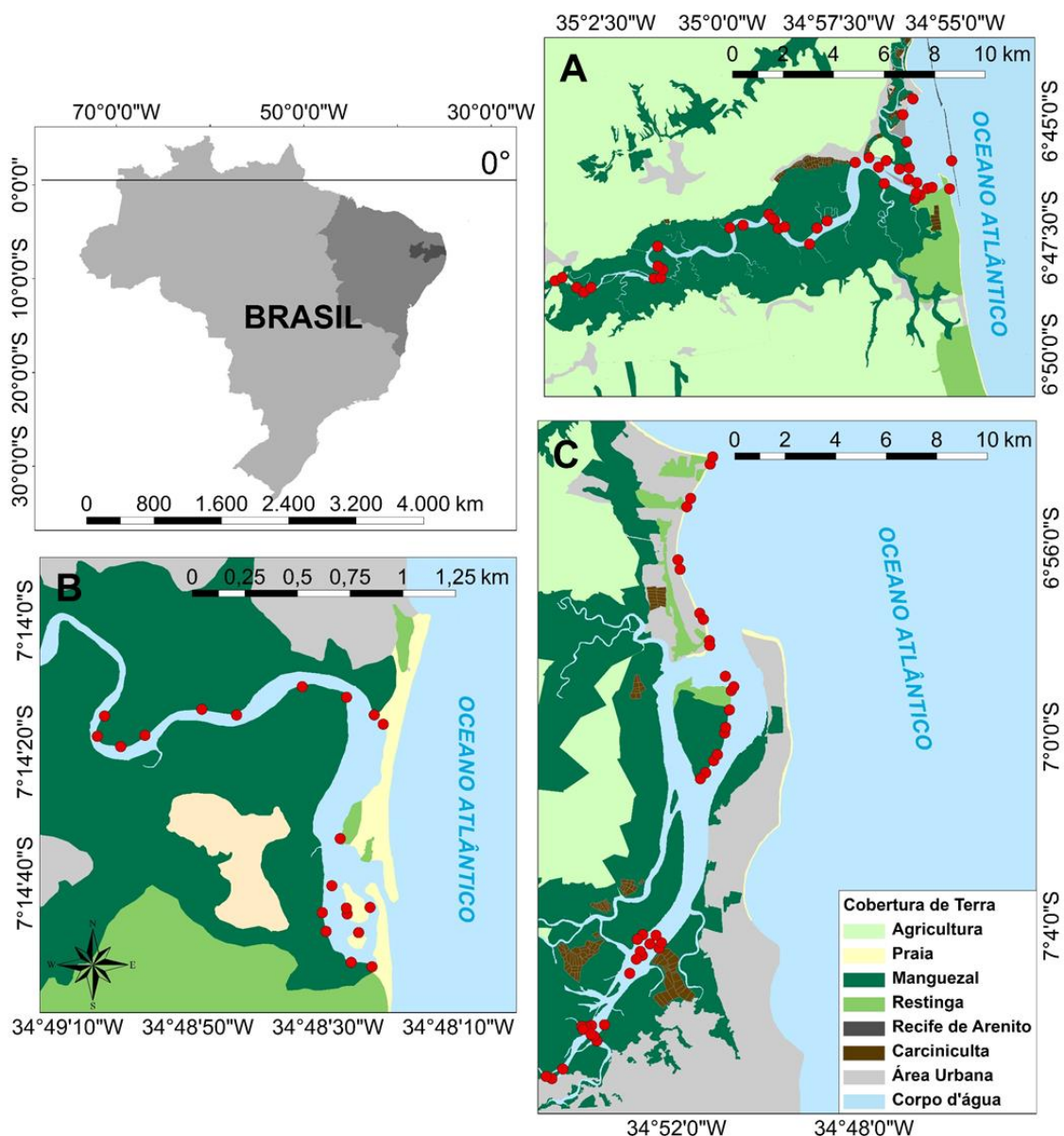
O estuário do rio Mamanguape está localizado no litoral norte da Paraíba (6°43'02"S e 35°67'46"O), na bacia hidrográfica do rio Mamanguape que abrange área de 3.522,69 km<sup>2</sup> e recebe baixa precipitação média e forte evaporação (SILVA *et al.*, 2011; ÁLVARES *et al.*, 2013). A precipitação média para o período do levantamento foi de 350,9 mm para junho e 1,7 mm para novembro de 2019 (AESAs, 2019). A região estuarina abrange 25 km e está inserida na Área de Proteção Ambiental da barra do rio Mamanguape (APA – Decreto 924/1993) (MOURÃO; NORDI, 2003), o qual foi criado para a proteção do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus manatus*) que utiliza o estuário com sua principal área de reprodução do Nordeste brasileiro (SILVA *et al.*, 2011), bem como conservação de recursos naturais (CRUZ; COSTA, 2014). Existe uma barreira de recifes na foz do estuário, perpendicular à costa, criando uma baía semifechada de águas calmas (Figura 6).

O estuário do rio Paraíba está localizado na costa leste da Paraíba (7°6'12"S e 34°53'48"O) na bacia hidrográfica do norte do Paraíba cobrindo 20.071,83 km<sup>2</sup> e comprimento do estuário cerca de 31,2 km (Figura 6; LESSA *et al.*, 2018). A média de precipitação para o levantamento do estudo no estuário do Paraíba foi de 314 mm em julho e 0 mm em novembro de 2019 (AESAs, 2019). Além disso, na foz do estuário está localizado o porto de Cabedelo (NISHIDA, 2000). Através dos afluentes, existem várias barragens e reservatórios que foram construídos para abastecer as cidades como doméstico, irrigação, criação e indústria (AESAs, 2004a). No entanto, essas construções estão causando alterações na hidrodinâmica das bacias hidrográficas (DANTAS *et al.*,

2020) e, conseqüentemente, reduzindo o fluxo de água para o estuário. Além disso, essa bacia hidrográfica recebe água da transposição do rio São Francisco e, por isso, espécies invasoras já foram documentadas (RAMOS *et al.*, 2021).

O estuário do rio Gramame está localizado no litoral sul da Paraíba (7°14'10,82" S e 34°50'35,08" O) na bacia do rio Gramame, cuja área corresponde a 581,1 km<sup>2</sup> (AESAs, 2004b). A região estuarina tem extensão de 12 km (Figura 6; MARACAJÁ *et al.*, 2010). A pluviosidade média para este estuário foi de 285,9 mm em julho e 35,1 mm em outubro de 2019. A cobertura vegetal do estuário faz parte da Área de Preservação Permanente (APP - Lei Federal 4.771/65) que visa reduzir os efeitos dos impactos antrópicos na nascente do rio (AESAs, 2004b). Na bacia hidrográfica, foi construído o reservatório Gramame-Mamuaba (capacidade máxima de armazenamento de 56,9 hm<sup>3</sup>) para abastecer a região metropolitana de João Pessoa (RIBEIRO *et al.* 2014).

**Figura 6.** Mapa da localização dos estuários do rio Mamanguape (A), do rio Gramame (B) e do rio Paraíba (C) na costa da Paraíba, Nordeste do Brasil.



**Fonte:** Elaborada pelo autor, 2022.

O estuário do rio Mamanguape abrange os municípios de Baía da Traição, Marcação e Rio Tinto com 38.560 habitantes (IBGE, 2010). O estuário do rio Paraíba está entre os municípios de Santa Rita, Bayeux, Cabedelo, Lucena e João Pessoa com uma população residente de 1.004.242 habitantes (IBGE, 2010). O estuário do rio Gramame está situado entre os municípios do Conde e João Pessoa e sua população somava 737.411 habitantes (IBGE, 2010). Os três estuários apresentam atividades de cultivo de cana-de-açúcar, carcinicultura, desmatamento e assentamento urbano em torno dessas áreas que causam pressão às condições naturais (MACHADO FILHO *et al.*, 2015;

DOLBETH *et al.*, 2016). Além disso, recentemente foram relatados microplásticos no conteúdo estomacal de vários peixes nos estuários de Mamanguape e Paraíba (VENDEL *et al.*, 2017), e eutrofização contínua da água por essas atividades que alteram a qualidade da água para a assembleia de peixes e outros organismos no estuário da Paraíba (ALVES *et al.*, 2016).

#### 4.2.2 AMOSTRAGENS

As amostragens foram realizadas em dois meses no período chuvoso (junho e julho de 2019) e dois meses no período seco (outubro e novembro de 2019), sempre durante o dia na maré sizígia. Dividimos os estuários de acordo com o gradiente de salinidade (Mamanguape = 1-40, Paraíba = 5-40 e Gramame = 0-40). Devido às características particulares de cada estuário, o total amostral foi representado assim: 4 zonas (135 amostras) em Mamanguape, 4 zonas (110) na Paraíba e 2 zonas (60) em Gramame.

A captura dos peixes nos estuários utilizou uma rede do tipo “*beach-seine*” (10 m de comprimento x 1,5 m de altura e malha de 0,8 cm), que foi arrastada paralelamente a margem durante aproximadamente 3 minutos em profundidade máxima de 1,5 m. Cinco pontos amostrais foram escolhidos aleatoriamente em cada área, onde em cada um deles foram realizados dois arrastos. Para evitar a influência entre arrastos, esses foram efetuados, distantes 100m um do outro.

Amostragens complementares para um retrato mais eficiente da riqueza de espécies nos estuários também foram realizadas usando redes do tipo *Fyke* e tarrafas. Em cada ponto amostral foi instalada uma rede *Fyke* (largura de (asas + boca) 12 m; 5,5 de comprimento total 1 x 1,5 m de área da boca, 5,5 de comprimento de cada asa e malha de 1 cm) na borda dos manguezais durante a preamar, e recolhidas após um período de 4 a 6h. Em cada ponto amostral dos estuários também foram realizados 20 lances de tarrafas. Todos os peixes capturados foram anestesiados em gelo para posterior fixação em formol a 10%.

Anteriormente aos arrastos as seguintes variáveis abióticas foram aferidas: salinidade e temperatura da água foram medidas *in situ* usando um refratômetro óptico e um termômetro, respectivamente; transparência e profundidade (cm) com o disco de *Secchi* e profundímetro, respectivamente. Amostras de sedimento também foram coletados em cada ponto amostral para análise granulométrica, realizada através da

separação mecânica dos grãos em peneiras com diferentes malhas seguindo a metodologia proposta por Cahoon, Nearhoof, Tilton (1990). O sedimento foi classificado em areia grossa ( $> 250 \mu\text{m}$ ) e areia fina ( $<250 \mu\text{m}$ ). Amostras de água foram coletadas para quantificar as variáveis de nutrientes, através da concentração do fósforo total (TP,  $\mu\text{g/l}$ ), nitrito+nitrato ( $\text{NO}_x\text{-N}$ ,  $\mu\text{g/l}$ ), amônia ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ,  $\mu\text{g/l}$ ) e o ortofosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\mu\text{g/l}$ ), seguindo a metodologia proposta por Strickland e Parsons (1972).

As variáveis do uso da terra e de largura do estuário foram obtidas a partir de imagens satélites utilizando o sistema de informação geográfica (ArcGIS versão 10.1; ESRI 2013). Para a interpretação visual, a cobertura da terra foi delimitada a uma escala de 1:10.000 de imagens disponíveis no Google Earth (Teixeira *et al.*, 2020). Cobertura florestal (manguezal), restinga, assentamento humano, agricultura, carcinicultura foram obtidas por zonas em porcentagem através de um raio de distância de 2 km para o estuário do rio Paraíba, 1 km para o Mamanguape e 0,5 km para o Gramame, devido ao tamanho de cada sistema. A largura do canal foi obtida em metros para cada ponto de amostragem.

No laboratório os peixes foram identificados até o menor nível taxonômico possível, contados, medidos (comprimento total em milímetros) e pesados (g), e posteriormente acondicionados em álcool a 70%.

#### 4.2.3 TRAÇOS FUNCIONAIS

Os traços funcionais foram baseados em dados categóricos, os quais foram selecionados para descrever as assembleias de peixes relacionados a dieta, uso do habitat e performance de natação. Os traços foram categorizados dentro das guildas tróficas, guildas ecológicas, posição na coluna d'água, tipo de associação, formato do corpo, formato da nadadeira caudal, posição do olho e posição da boca (Tabela 3). Por fim, uma matriz de distância de Gower (GOWER, 1966) dos traços funcionais foi construída para análise da partição aditiva da diversidade.

**Tabela 3.** Lista dos traços funcionais com suas categorias, funções, as quais representam e suas relevâncias ecológicas.

<b>Traços funcionais</b>	<b>Categorias</b>	<b>Funções</b>	<b>Relevância Ecológica</b>	<b>Referências</b>
Guilda trófica	Detritívoro Herbívoro Insetívoro Onívoro Piscívoro Zoobentívoro Zooplactívoro	Hábito alimentar	Indica a preferência alimentar	Elliott <i>et al.</i> , 2007; Pessanha <i>et al.</i> , 2015 e Dolbeth <i>et al.</i> , 2016a
Posição da boca	Superior Subterminal Terminal Inferior	Hábito alimentar	Indica o extrato da coluna d'água onde o peixe se alimenta	Froese e Pauly, 2022
Guilda Ecológica	Dulcícola Estuarino Oportunista Dulcícola Ocasional Estuarino e Marinho Somente Estuarino Marinho Estuarino Dependente Marinho Estuarino Oportunista Marinho Ocasional	Uso do estuário	Está associado ao tempo que o peixe reside no estuário e a função de berçário	Elliott <i>et al.</i> , 2007 e Potter <i>et al.</i> , 2015
Associação	Cardume Solitário	Comportamento social	Está relacionado a proteção contra predação, modo de forrageamento e manobridade na coluna d'água	Henseler <i>et al.</i> , 2019; Esmaelli <i>et al.</i> , 2021 e Froese e Pauly, 2022

**Tabela 3.** (Continuação)

Posição na coluna d'água	Bentônico Bentopelágico Pelágico Demersal	Habitat vertical	Está relacionado a localização na coluna d'água e sugere se o peixe faz deslocamento vertical	Ladds <i>et al.</i> , 2018 e Froese e Pauly, 2022
Posição do olho	Lado Meio Topo	Habitat vertical	Indica a posição na coluna d'água	Clavel <i>et al.</i> , 2013; Mindel <i>et al.</i> , 2016 e Froese e Pauly, 2022
Formato corpo	Alongado Anguiliforme Compressiforme Depressiforme 1 Depressiforme 2 Filiforme Fusifforme Sagitiforme Contínua Emarginada	Habitat vertical	Indica a posição na coluna d'água, o tipo de natação e onde se alimentam	Ladds <i>et al.</i> , 2018; Henseler <i>et al.</i> , 2019 e Froese e Pauly, 2022
Formato da nadadeira caudal	Furcada Lunada Pontuda Truncada	Locomoção	Indica a capacidade de deslocamento e propulsão na natação	Henseler <i>et al.</i> , 2019 Froese e Pauly, 2022



#### 4.2.4 ÁRVORE FILOGENÉTICA

A análise filogenética das assembleias de peixes foi realizada através da construção de árvores filogenéticas para as espécies capturadas, tendo como base a mais recente classificação taxonômica elaborada por Betancur-R *et al.* (2017). Foram obtidas 100 topologias de árvores filogenéticas que foram usadas para serem sumarizadas pela Árvore de Consenso da Regra da Maioria. A distância filogenética entre as espécies foi calculada a partir desta árvore filogenética. As árvores foram obtidas pelo pacote “fishtree” (CHANG *et al.*, 2019) e a árvore de consenso da regra da maioria foi construída usando pacote “phytools” (REVELL, 2020) no programa estatístico do R (versão 4.1.2, R Development Core Team 2022).

#### 4.2.5 ANÁLISE DE DADOS

A Média Ponderada da Comunidade (CWM – *Community-Weighted Mean*) foi calculada para obter o grau de dominância dos traços funcionais que caracteriza a composição funcional da comunidade utilizando funções do pacote FD (LALIBERTÉ *et al.*, 2022). Para tanto, os valores médios dos traços funcionais foram ponderados pela abundância relativa da comunidade (LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010).

Com a finalidade de observar a estrutura taxonômica, funcional e filogenética das espécies para cada estuário, ordenações contendo a distribuição das espécies de peixes e espaço funcional e filogenético foram construídas pela análise de componentes principais (PCoA) baseadas em matrizes de distâncias euclidiana, de Gower e cofenética, respectivamente. A PCoA foi realizada usando a funções do pacote ade4 (DRAY *et al.*, 2022).

A partição aditiva da diversidade entre os componentes alfa e beta foi estimada para as diversidades taxonômicas, funcional, filogenética pela entropia quadrática de Rao (DE BELLO *et al.*, 2010). A diversidade alfa contabiliza a diversidade média dentro das amostras e a diversidade beta representa o *turnover* das espécies entre as amostras para cada estuário (RICOTTA; SZEIDL, 2009). A diversidade taxonômica foi obtida através do índice de Simpson, para que a distância calculada seja definida em 1 e as diversidades funcional e taxonômica baseadas em suas respectivas distâncias foram padronizadas para terem valores que variaram entre 0 e 1 para tornar estes índices comparáveis (DE BELLO *et al.*, 2010). A correção de Jost (JOST, 2007) foi empregada para que a diversidade beta

seja precisamente calculada e as diversidades sejam interpretadas como números equivalente (DE BELLO *et al.*, 2010). A partição aditiva da diversidade foi calculada usando a função “*rao*” disponibilizada por De Bello *et al.* (2010).

As matrizes de dissimilaridade da diversidade alfa e beta foram testadas pela PERMANOVA (*one-way*) para encontrar diferenças significativas entre os estuários. O teste foi realizado baseado no *design* de um fator fixo com três níveis (Estuários: Mamanguape, Paraíba e Gramame) com 9999 permutações (ANDERSON; TER BRAAK, 2003). A PERMANOVA foi realizada através de funções do pacote “*vegan*” (OKSANEN *et al.*, 2022).

O sinal filogenético dos traços funcionais foi avaliado através do teste de Mantel padronizado e modelo evolutivo de movimento Browniano (EM-Mantel) (DEBASTIANI; DUARTE, 2017). Este teste é uma adaptação do teste de Mantel convencional para ter erro tipo I apropriado e poder para detectar sinal filogenético dos traços funcional (DEBASTIANI; DUARTE, 2017). O teste de Mantel padronizado é o primeiro passo da análise e serve para detectar correlação entre os a filogenia e múltiplos traços funcionais contínuos ou categóricos. O segundo passo, o modelo evolutivo de movimento Browniano serve para testar se tal correlação é maior do que o esperado ao acaso, assumindo que a diferenciação dos traços seja proporcional ao tempo evolutivo das espécies. Se o valor de  $\alpha < 0,05$ , os traços são mais conservados do que o esperado ao acaso pelo modelo Browniano. A significância do modelo foi testada usando 999 permutações aleatórias. O teste do EM-Mantel foi realizado através do código do R disponibilizado por Debastini, Duarte (2017).

Os dados de abundância de espécies foram utilizados para serem analisados suas relações com as variáveis ambientais. Os dados de abundância foram transformados em Hellinger enquanto as variáveis ambientais em  $\log(x+1)$  ou arcoseno, quando as variáveis estivessem em porcentagem para atender o princípio de normalidade e homocedasticidade. As variáveis transformadas então foram escalonadas para tornar possível a comparação. A multicolinearidade das variáveis foi testada através Fator de Inflação da Variância (VIF) pela função do pacote “*usdm*” (NAIMI, 2017) e as variáveis que obtiveram valores de  $VIF > 10$  foram excluídas das análises seguintes (BORCARD; GILLET; LEGENDRE, 2018). O procedimento de seleção *Forward* foi empregado para selecionar o conjunto de variáveis ambientais que ajustam melhor aos dados de abundância dentro de um modelo global da Análise de Redundância (RDA) pelas funções do pacote “*vegan*”. Este procedimento selecionou as variáveis utilizando o critério de

“parada dupla”, o qual leva em consideração o coeficiente de determinação ajustado ( $R^2_{\text{ajustado}}$ ) e o nível de significância de  $\alpha < 0,05$  das variáveis (BLANCHET; LEGENDRE; BORCARD, 2008) usando 9999 permutações. Por fim, distribuição espacial das espécies relacionadas as variáveis ambientais selecionadas foram visualizadas através da ordenação da RDA para investigar quais as variáveis são responsáveis pela filtragem ambiental entre os estuários.

### 4.3 RESULTADOS

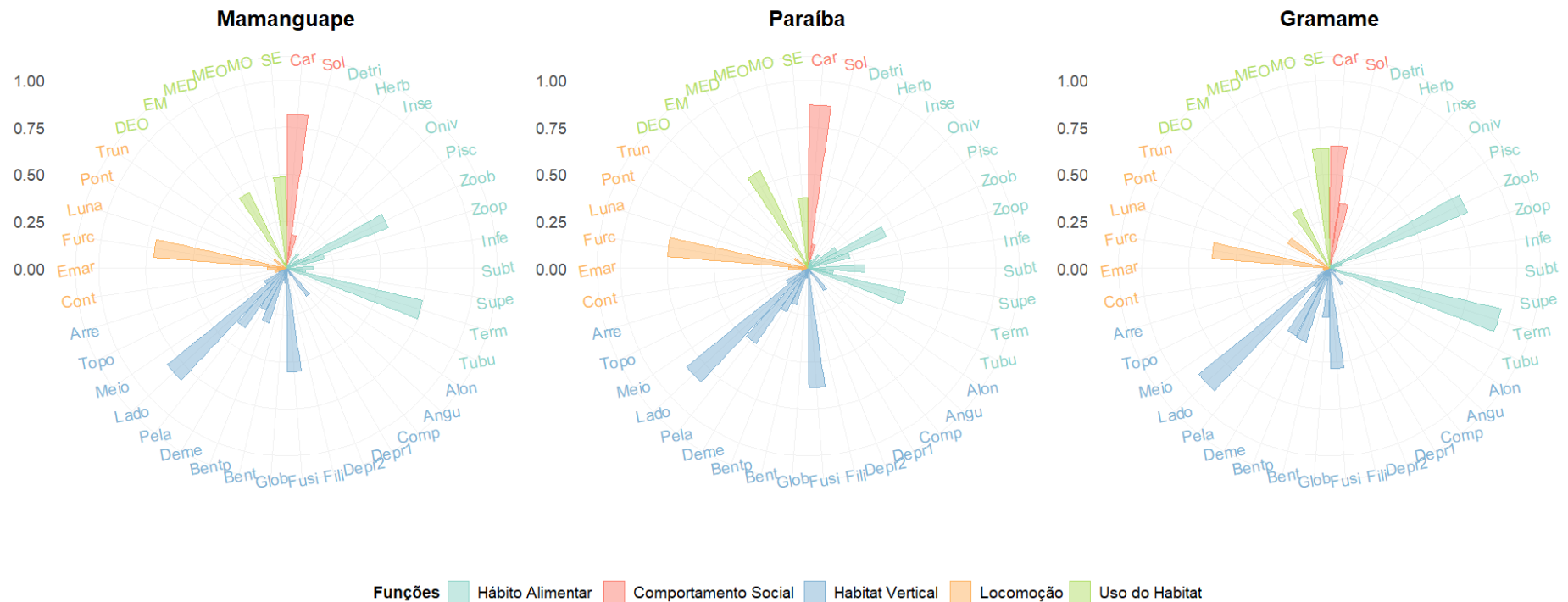
#### 4.3.1 ASSEMBLEIAS DE PEIXES E TRAÇOS FUNCIONAIS

Foram analisados um total de 11.073 indivíduos pertencente a 118 espécies englobadas em 33 famílias. Destas espécies, 95 foram capturadas no estuário do rio Mamanguape, 73 no Paraíba e 40 no Gramame. Nos três estuários as famílias que dominaram em termos de espécies foram Engraulidae (11), Sciaenidae (11) e Carangidae (7). De modo geral as espécies mais abundantes foram *Atherinella brasiliensis* (33,89%), *Cetengraulis edentulus* (7,35%), *Rhinosardinia bahiensis* (6,26%), *Anchovia clupeioides* (6,07%) e *Sphoeroides testudineus* (5,74%). Para cada estuário, *A. brasiliensis* (22,47%), *A. clupeioides* (12,96%), *S. testudineus* (7,72%), *Anchoa hepsetus* (7,01%), *Hyporhamphus unifasciatus* (6,12%) e *Diapterus rhombeus* (5,97%) foram as espécies mais abundantes no estuário do Mamanguape. Para o estuário do Paraíba, as espécies mais abundantes foram *A. brasiliensis* (37,09%), *C. edentulus* (16,81%), *R. bahiensis* e *Anchoa januaria* (5,55%). Para o estuário do Gramame, as espécies *A. brasiliensis* (56,27%), *S. testudineus* (11,36%) e *Sphoeroides greeleyi* (7,63%) foram mais abundantes (APÊNDICE A).

Segundo o resultado do CWM, as categorias dominantes dos traços da comunidade foram olhos laterais (0,83), espécies formadoras de cardume (0,81), nadadeira caudal furcada (0,71), boca terminal (0,70), corpo fusiforme (0,58), hábito zoobentívoro (0,57), guilda marinhos estuarino dependentes (0,48) e guilda somente estuarino (0,47). Para o estuário do Mamanguape, os traços dominantes foram espécies formadores de cardume (0,82), olhos laterais (0,81), boca terminal (0,74), nadadeira furcada (0,71), hábito zoobentívoro (0,58), corpo fusiforme (0,56), guilda somente estuarino (0,48) e guilda marinho estuarino dependente (0,45). No estuário do Paraíba, os traços dominantes foram espécies formadoras de cardumes (0,87), olhos laterais (0,83),

nadadeira caudal furcada (0,75), corpo fusiforme (0,64), guilda marinho estuarino dependentes (0,57), boca terminal (0,53), peixes pelágicos (0,49), peixes com hábito zoobentívoro (0,45). No estuário do Gramame, os traços dominantes foram boca terminal (0,94), olhos laterais (0,89), espécies formadoras de cardume (0,65), corpo fusiforme (0,53), guilda somente estuarino (0,62), posição bentopelágica na coluna d'água (0,41) (Figura 7).

**Figura 7.** Valores da média ponderada da comunidade (CWM) para os estuários do Mamanguape, Paraíba e Gramame amostrados em 2019. As cores indicam as funções que os traços funcionais desempenham no ecossistema estuarino. Traços funcionais: Associação (Car = Cardume e Sol = Solitário); Guilda Alimentar (Detri = Detritívoro, Herb = Herbívoro, Inse = Insetívoro, Oniv = Onívoro, Pisc = Piscívoro, Zoob = Zoobentívoro e Zoop = Zooplantívoro); Posição da Boca (Infe = Inferior, Subt = Subterminal, Supe = Superior, Term = Terminal e Tubu = Tubular); Forma do Corpo (Alon = Alongado, Angu = Anguiliforme, Comp = Compressiforme, Depr1 = Depressiforme 1, = Depr2 = Depressiforme 2, Fili = Filiforme, Fusi = Fusiforme, Glob = Globiforme e Sagi = Sagitiforme); Posição na Coluna d'Água (Bent = Bentônico, Bentp = Bentopelágico, Deme = Demersal e Pela = Pelágico); Posição do Olho (Lado, Meio e Topo); Formato da Nadadeira Caudal (Arre = Arredondada, Cont = Contínua, Emar = Emarginada, Furc = Furcada, Luna = Lunada, Pont = Pontuda e Trun = Truncada); Guilda Ecológica (DEO = Dulcícola Estuarino Oportunista, EM = Estuarino e Marinho, MED = Marinho Estuarino Dependente, MEO = Marinho Estuarino Oportunista, MO = Marinho Ocasional e SE = Somente Estuarino).

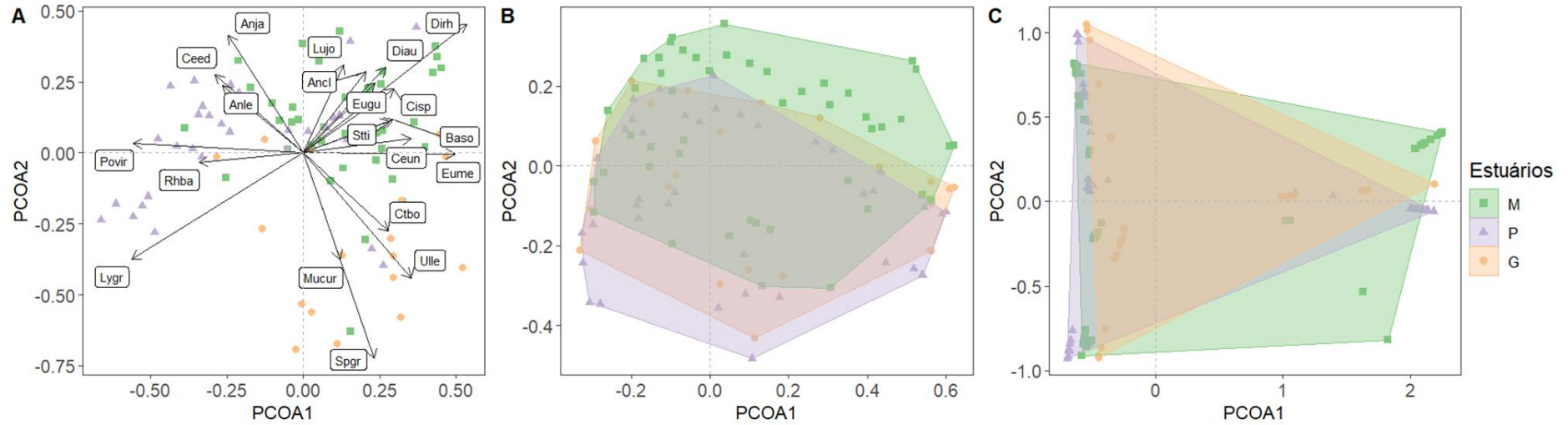


**Fonte:** Elaborada pelo autor, 2022.

#### 4.3.2 DISTRIBUIÇÃO DAS ESPÉCIES, ESPAÇO FUNCIONAL E FILOGENÉTICO

De acordo com a distribuição das espécies nos estuários, observou-se que parte das amostras do estuário do Mamanguape e do estuário do Gramame foram caracterizados pela abundância de *Anchovia clupeioides*, *Lutjanus jocu*, *Diapterus rhombeus*, *Diapterus auratus*, *Eucinostomus gula*, *Citharichthys spilopterus*, *Strongylura timucu*, *Bathygobius soporator*, *Centropomus undecimalis*, *Ctenogobius boleosoma*, *Ulema lefroyi* e *Murgil curvidens*. O Estuário do Paraíba e a outra parte das amostras do Mamanguape foram caracterizadas pelas espécies *Anchoa januaria*, *Cetengraulis edentulus*, *Anchoviella lepidentostole*, *Polydactylus virginicus*, *Rhinosardinia bahiensis* e *Lycengraulis grossidens*. Para o espaço funcional e filogenético, observou que houve sobreposição, indicando similaridades da estrutura funcional e filogenética para os estuários, contudo, o espaço funcional e filogenético do Mamanguape foi maior comparado aos demais estuários (Figura 8).

**Figura 8.** Ordenação da análise de coordenadas principais (PCoA) exibindo a (A) distribuição espacial das espécies de peixes, (B) o espaço funcional e (C) filogenético nos estuários do Mamanguape (M), Paraíba (P) e Gramame (G). Espécies: Ancl = *Anchovia clupeioides*, Anle = *Anchoviella lepidentostole*, Anja = *Anchoa januaria*, Baso = *Bathygobius soporator*, Ceed = *Cetengraulis edentulus*, Ceun = *Centropomus undecimalis*, Cisp = *Citharichthys spilopterus*, Ctbo = *Ctenogobius boleosoma*, Diau = *Diapterus auratus*, Dirh = *Diapterus rhombeus*, Eugu = *Eucinostomus gula*, Eume = *Eucinostomus melanopterus*, Lujo = *Lutjanus jocu*, Lygr = *Lycengraulis grossidens*, Mucur = *Mugil curvidens*, Povir = *Polydactylus virginicus*, Rhba = *Rhinocardinia bahiensis*, Spgr = *Sphoeroides greeleyi*, Stti = *Strongylura timucu* e Ulle = *Ulaema lefroyi*.



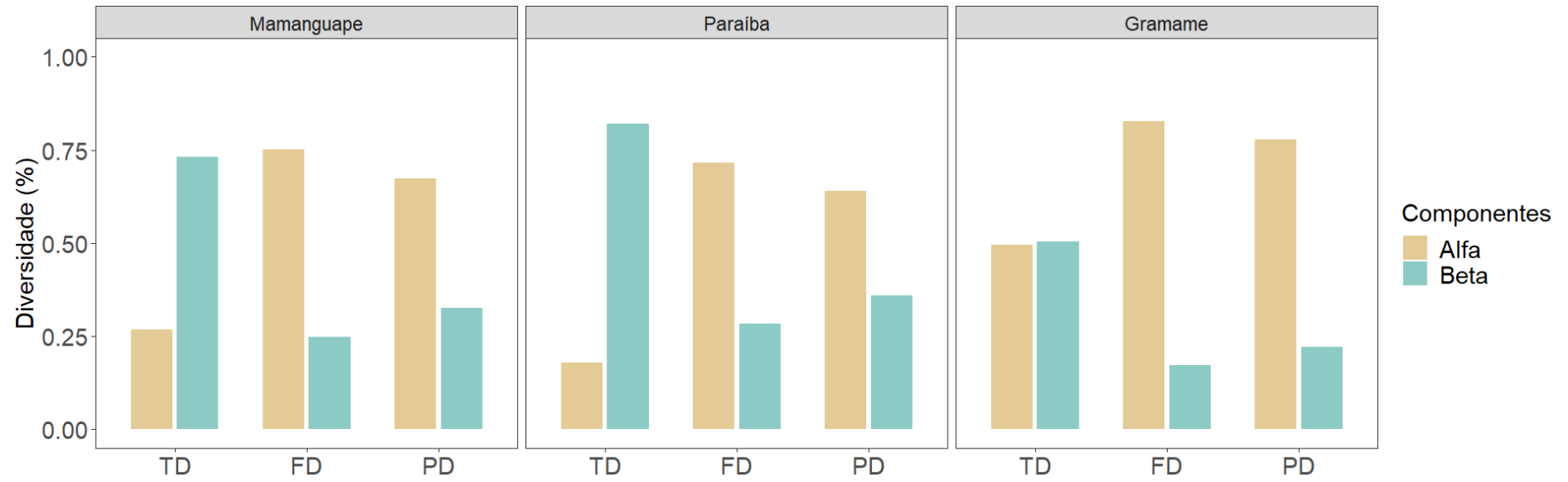
**Fonte:** Elaborada pelo autor, 2022.

#### 4.3.3 DIVERSIDADE ALFA E BETA TAXONÔMICA, FUNCIONAL E FILOGENÉTICA

Para a decomposição da diversidade em alfa e beta taxonômica, observou-se uma maior contribuição relativa da diversidade beta para os estuários do Mamanguape e Paraíba, enquanto para o Gramame houve uma contribuição similar dos dois componentes (Figura 9). Para a diversidade funcional e filogenética, a contribuição da diversidade alfa foi maior do que a diversidade beta. A PERMANOVA não constatou diferenças significativas da diversidade alfa dos três índices de diversidade (Taxonômica:  $F = 0,21$ ;  $p = 0,9$ ; Funcional:  $F = 0,94$ ;  $p = 0,9$  e Filogenética:  $F = 0,9$ ;  $p = 0,9$ ) entre os estuários, porém houve diferenças significativas para a diversidade beta (Taxonômica:  $F = 6,67$ ;  $p = 0,0001$ ; Funcional:  $F = 2,92$ ;  $p = 0,02$  e Filogenética:  $F = 4,79$ ;  $p = 0,0006$ ).



**Figura 9.** Contribuição relativa dos componentes alfa e beta para as diversidades taxonômica (TD), funcional (FD) e filogenética (PD) em cada estuário estudado.



**Fonte:** Elaborada pelo autor, 2022.

#### 4.3.4 SINAL FILOGENÉTICO

O resultado do teste de Mantel padronizado identificou correlação forte entre os traços funcionais e a distância filogenética para os dados analisado em conjunto ( $r = 0,45$ ;  $p = 0,001$ ) e por estuário (Mamanguape:  $r = 0,43$ ;  $p = 0,001$ ; Paraíba:  $r = 0,45$ ;  $p = 0,001$  e Gramame:  $r = 0,59$ ;  $p = 0,001$ ). Entretanto, o teste EM-Mantel detectou que os traços funcionais foram mais conservados para os dados em conjunto ( $p = 0,05$ ) e para o estuário do Gramame ( $p = 0,001$ ).

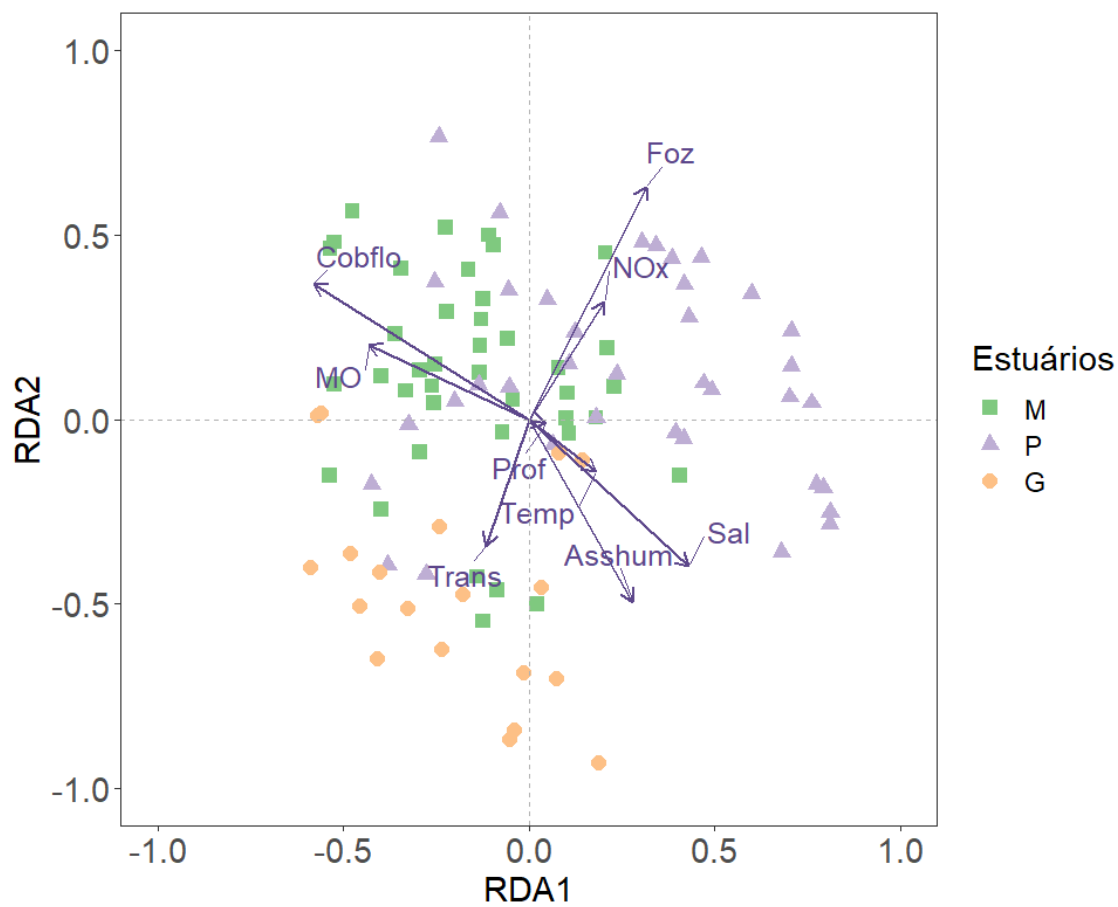
#### 4.3.5 RELAÇÃO DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS E ASSEMBLEIAS DE PEIXES

O procedimento *forward* selecionou 9 variáveis ( $R^2_{\text{ajustado}} = 0,15$ ) para o modelo de variáveis ambientais que melhor se ajustaram aos dados, com cobertura florestal, largura da foz e o NOx ranqueadas como as principais variáveis para explicar o modelo (Tabela 4). O resultado da RDA demonstrou que seus eixos explicaram 50 % da variação da relação das variáveis ambientais com a abundância das espécies. De acordo com o diagrama de ordenação, cobertura vegetal, matéria orgânica e transparência foram relacionadas a abundância das espécies nos estuários do Mamanguape, Gramame e, enquanto NOx, profundidade, a largura da foz, salinidade, temperatura e assentamento humano foram relacionadas as espécies no estuário do Paraíba (Figura 10).

**Tabela 4.** Resultados da análise de redundância da relação espacial das variáveis ambientais selecionadas pelo procedimento *Forward* com a abundância das espécies.

<b>Abundância das Espécies</b>	<b>RDA1</b>	<b>RDA2</b>	<b>R<sup>2</sup><sub>ajustado</sub></b>	<b>AIC</b>	<b>p</b>
Cobertura Florestal (%)	-0,704	0,402	0,04	-22,09	0,0001
Largura da Foz (m)	0,429	0,757	0,04	-24,83	0,0001
NOx	0,269	0,385	0,02	-25,69	0,0001
Salinidade	0,516	-0,453	0,01	-26,16	0,001
Profundidade (cm)	0,054	-0,011	0,01	-26,35	0,004
Transparência (mm)	-0,167	-0,410	0,01	-26,77	0,001
Temperatura (°C)	-0,217	-0,159	0,01	-26,82	0,01
Assentamento Humano (%)	0,319	-0,583	0,01	-26,84	0,01
Matéria Orgânica (%)	-0,526	0,211	0,01	26,74	0,03
Autovalores	0,057	0,037			
Proporção explicada (%)	30	20			
Inercia restrita	0,185				

**Figura 10.** Diagrama de ordenação da RDA da abundância das espécies relacionada as variáveis ambientais. As amostras foram codificadas por estuário (Mamanguape (M), Paraíba (P) e Gramame (G)). Variáveis ambientais: Asshum = Assentamento humano, Cobflo = Cobertura florestal, Foz = Largura da Foz, MO = Matéria Orgânica, Prof = Profundidade, Sal = Salinidade, Temp = Temperatura e Trans = Transparência.



**Fonte:** Elaborada pelo autor, 2022.

#### 4.4 DISCUSSÃO

Neste estudo, nós empregamos a abordagem multidimensional da partição aditiva da diversidade para investigar como os padrões espaciais das assembleias de peixes estão estabelecidos em estuários tropicais que são influenciados pela drenagem da região semiárida. A nossa hipótese não foi corroborada, uma vez que a partição da diversidade entre os componentes alfa e beta foi semelhante para os estuários estudados, com a diversidade beta taxonômica maior que a alfa. Por outro lado, a diversidade alfa funcional e filogenética maior do que a beta. Esta semelhança pode ter ocorrido devido aos estuários apresentarem composição de espécies que fazem parte do mesmo *pool* regional, pela ausência do limite de dispersão em função da proximidade dos ambientes. Os estuários se localizam na mesma delimitação geográfica e sob a influência das mesmas condições oceanográficas (LESSA *et al.*, 2018). O estudo de Vilar *et al.* (2013) sugere que a distância entre os estuários é importante para variabilidade de espécies na escala regional pois limita a dispersão delas. Esta ideia é corroborada por Henriques *et al.* (2017), os quais observaram a importância progressiva da dispersão no âmbito regional e global. Assim, a variação nos padrões da diversidade foi determinada pela estrutura da paisagem e condições locais dos estuários. Portanto, a contribuição relativa da diversidade beta taxonômica maior do que a diversidade alfa para os três estuários, indicou que a composição de espécies muda ao longo do gradiente ambiental dos estuários (MEDEIROS *et al.*, 2016; MEDEIROS *et al.*, 2022; LIMA *et al.*, 2022). Em contrapartida, o valor do componente alfa da diversidade funcional e filogenética foi maior e o componente beta foi menor para todos os estuários, indicando que a variabilidade dos traços funcionais e a filogenia das assembleias de peixes estuarinos estão vinculados (BLOMBERG; GARLAND; IVES, 2003). Estes padrões são consistentes aos encontrados por Dolbeth *et al.* (2016b) e Villéger *et al.* (2012) para a diversidade taxonômica e funcional.

Estudos anteriores em estuários destacam a importância da conectividade espacial para as assembleias de peixes (VASCONCELOS *et al.*, 2015; PESSANHA *et al.*, 2021; LIMA *et al.*, 2022). Diferença na contribuição da diversidade beta taxonômica foi encontrada entre os estuários, com menor valor no estuário do Gramame e maior nos estuários do Mamanguape e Paraíba. Estas diferenças observadas podem ter ocorrido principalmente pela diferença geomorfológica dos estuários que afetam a conectividade destes ambientes (PASQUAUD *et al.*, 2015; AMEZCUA; RAMIREZ; FLORES-

VERDUGO, 2019). Os três estuários diferem quanto ao tamanho e largura da foz, com o estuário do Gramame sendo o menor e com a foz mais estreita, o que interrompe a conexão com ambiente marinho costeiro durante a maré baixa (MARACAJÁ *et al.*, 2010). Por consequência disso, a foz pode ter agido como uma barreira física para a dispersão de espécies marinhas para o ambiente estuarino (VORWERK *et al.*, 2003; KIRANYA *et al.*, 2022). Esta evidência ainda é reforçada pelo resultado do CWM, com o qual é possível notar que houve um valor menor das guildas de peixes marinho estuarino dependente, marinho estuarino oportunista e ausência de espécie marinho ocasional no estuário do Gramame. Os peixes marinhos ocasionais também são reconhecidos por serem responsáveis pelo número de espécies raras encontradas nos estuários (POTTER *et al.*, 2015; DA SILVA; FABRÉ, 2019).

Os maiores valores do componente alfa da diversidade funcional e filogenética sugerem que houve uma divergência de traço funcionais composta por espécies de diferentes linhagens filogenéticas, com a finalidade de diminuir a sobreposição de nicho e favorecer a coexistência local (DE BELLO, 2012). Este resultado indicou que poucas espécies são responsáveis por funções únicas em escala local, devido a diferenciação de nicho ou padrão de utilização do habitat (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008). Já as espécies filogeneticamente distantes tendem a coexistirem localmente devido a diferenças no *fitness* (TAN *et al.*, 2016). Por outro lado, espécies relacionadas compartilham traços similares resultante de um ancestral em comum, portanto, sua coocorrência localmente levaria a possível exclusão competitiva (WEBB *et al.*, 2002).

Apesar da composição de espécies mudar ao longo do estuário, os valores baixos do componente beta da diversidade funcional e filogenética sugerem que as espécies são funcionalmente redundantes e evolutivamente relacionadas (DOLBETH *et al.*, 2016b; TEICHERT *et al.*, 2018; MEDEIROS *et al.*, 2022). Como observado na PCoA, a composição de espécies varia conforme o estuário, porém, são espécies filogeneticamente relacionadas e funcionalmente semelhantes, a citar os Engraulídeos no Paraíba e Mamanguape, e os Gerreídeos também no Mamanguape e Gramame. Este resultado foi associado a filtragem ambiental imposta pela variabilidade das condições estuarinas que implicou na similaridade de traços funcionais (DE BELLO, 2012; DOLBETH *et al.*, 2016b). As espécies redundantes em ecossistemas estuarinos têm mostrado um grau de diferenciação de nicho favorecendo a coexistência (DA SILVA; FABRÉ, 2019; DA SILVA *et al.*, 2021), diferenciação esta que pode ter ocorrido na escala local. Estudos realizados em estuários tropicais têm demonstrado como espécies simpátricas de peixes

segregam seus nichos para favorecer a coexistência. Araújo, Dantas, Pessanha (2016) observaram que a coexistência entre gerreideos *Eucinostomus argenteus*, *Eucinostomus melanopterus*, *Diapterus rhombeus* e *Eugerres brasilianus* pela partição do recurso alimentar e pela segregação espacial baseada na tolerância de salinidade no estuário do rio Mamanguape. Resultado semelhante foi observado para as espécies *Spoeroides testudineus* e *Colomesus psittacus* no mesmo estuário (ARAÚJO *et al.*, 2018).

Apesar do valor baixo do componente beta da diversidade funcional e filogenética indicar similaridade dos traços e a proximidade filogenética das espécies para todos estuários, o sinal filogenético das assembleias de peixes estuarinas foi maior no estuário do Gramame, indicando que a filtragem ambiental é o processo predominante neste ambiente, pois as condições ambientais favoreceram espécies cujo nicho ecológico evoluíram dependentemente da sua relação filogenética (BLOMBERG; GARLAND; IVES, 2003; WIENS *et al.*, 2010). Por outro lado, as assembleias de peixes dos estuários do Mamanguape e Paraíba exibiram um menor sinal filogenético, provavelmente não pela ausência de filtragem ambiental, mas pela combinação deste processo com a dispersão de espécies filogeneticamente distantes, que aumenta devido a conectividade com o ambiente marinho costeiro desses estuários. A conectividade favoreceu a ocorrência de espécies transitórias (marinhos ocasionais), como por exemplo: *Acanthurus bahianus*, *Albula vulpes*, *Histrio histrio* e *Serranus phoebe* que pertencem a famílias com baixo número de espécies registradas em estuários, indicando que são de diferentes linhagens filogenéticas, mas possuem traços convergentes ao de outras espécies que ocorrem nesses ambientes. No caso da filtragem ambiental, a salinidade pode ter sido o principal filtro dessas espécies, limitando a ocorrência na porção inferior dos estuários, pois a maioria são espécies estenohalinas (WHITFIELD *et al.*, 2012; TEICHERT *et al.*, 2018). Além disso, a parte inferior de estuários tem uma série de habitats que favorecem a exploração do recurso por estes grupos (SILVA; BAETA; PESSANHA, 2018; MACÁRIO *et al.*, 2021; GOODRIDGE GAINES *et al.*, 2022). Estes resultados são ainda reforçados pela PCoA que demonstrou diferenças no tamanho do espaço funcional e filogenético, indicando que a conectividade pode atuar como um fator limitante das assembleias de peixes no estuário e conseqüentemente determinante para as funções deste ecossistema (JONES *et al.*, 2021).

A cobertura vegetal, a largura da foz, concentração de nutrientes e salinidade foram determinantes ambientais mais importantes neste estudo. A largura da foz, como já mencionado anteriormente, tem sua importância relacionada ao movimento de espécies

marinhas para o estuário (TEICHERT *et al.*, 2018; KIRANYA *et al.*, 2022). A porcentagem de cobertura vegetal representou a extensão de manguezal localizado nos estuários, e sua importância para assembleia de peixes está associada ao aumento da heterogeneidade ambiental que confere uma maior disponibilidade de refúgio e áreas de forrageamento (NAGELKERKEN *et al.*, 2010; GOODRIDGE GAINES *et al.*, 2022). Baseado nisso, a cobertura vegetal separou a composição de espécies entre os estuários do Mamanguape, Gramame e Paraíba pela RDA, mas que essa delimitação foi baseada nos traços funcionais das espécies, como apontada pelo CWM. Por exemplo, a cobertura vegetal foi maior nos estuários do Mamanguape e Gramame e a maioria das espécies que ocorreu na PCoA foram caracterizadas como demersais, bentopelágicas ou bentônicas. A preferência destes grupos pelo manguezal também é associada ao substrato lamoso, pois este abriga grande diversidade da fauna bentônico (epifauna e infauna) para os peixes que possuem um hábito alimentar relacionado a exploração dessa porção do ambiente (PESSANHA *et al.*, 2015; FIGUEREIDO; PESSANHA, 2015; MEDEIRO *et al.*, 2016). Além disso, as raízes escoras e pneumatóforos da franja do mangue também são importantes locais que fornecem refúgio para os peixes juvenis dos predadores (NAGELKERKEN *et al.*, 2010; PEREIRA *et al.*, 2022) e recursos alimentares (PEREIRA *et al.*, 2022; GOODRIDGE GAINES *et al.*, 2022).

O estuário do Paraíba tem altos níveis de concentração de nutrientes devido a sua localização próximo de áreas urbanizadas, plantações de cana de açúcar e atividades de carcinicultura (DOLBETH *et al.*, 2016a; VERÍSSIMO *et al.*, 2017; SANTANA *et al.*, 2018). A concentração de nutrientes tem sua importância relacionada ao grau de eutrofização do estuário (BARLETTA; LIMA; COSTA, 2019). Muitas espécies que ocorreram no Paraíba foram pelágicas e associadas com maior concentração de nutrientes, corroborando com os resultados de estudos anteriores neste estuário (DOLBETH *et al.*, 2016b). Já em relação a salinidade, esta variável delimita as espécies baseado na sua capacidade osmorregulatória (KOMOROSKE *et al.*, 2016). Neste sentido, a maior ocorrência de espécies marinhas no estuário do Paraíba decorre dos maiores valores de salinidade que favoreceu o aparecimento de grupos estenohalinos como *Polydactylus virginicus* e *Pellona harroweri*. A variável salinidade pode aumentar em função da construção de barragens para reservatórios no curso de rios que reduz o aporte de água doce no estuário e aumenta a incursão marinha, como é o caso do estuário do Paraíba (XAVIER *et al.*, 2012). Por outro lado, a maior ocorrência de espécies eurihalinas residentes *Ctenogobius boleosoma*, *Achirus lineatus*, *Sphoeroides testudineus* e marinhas

estuarinas dependentes *Diapterus rhombeus*, *Eucinostomus melanopterus* ocorreram nos estuários do Mamanguape e Gramame. Estes resultados corroboram com os observados por Lima, Badú, Pessanha. (2020), Gurgel-Lourenço *et al.* (2022) sobre a importância do aumento da salinidade pela marinização em promover o aumento de espécies marinhas no estuário.

Por fim, nossos resultados da diversidade alfa e beta taxonômica, diversidade funcional e filogenética apontaram que a os padrões de composição de espécies ao longo mudaram, mas as funções se mantiveram semelhantes. Estes padrões observados provavelmente ocorreram devido a variabilidade das condições ambientais ao longo do estuário que apresentou efeito sobre a identidade das espécies via filtragem ambiental, com a diversidade funcional e filogenética sugerindo redundância funcional através dos estuários e apenas variando localmente devido a interações bióticas. Além disso, era esperado que por ser o estuário que apresenta mais impactos antropogênicos, a TD, FD e PD fossem afetadas no estuário do Paraíba. Apesar da RDA demonstrar que concentração de nutriente afetaram a estrutura das assembleias de peixes neste estuário, a redundância encontrada permite a recuperação deste ecossistema a perturbações como sugerido por Dolbeth *et al.* (2016a). Portanto, a implementação de estratégias de políticas de conservação poderia se beneficiar da incorporação da abordagem multidimensional da diversidade através da manutenção da heterogeneidade ambiental e conectividade espacial para garantir a estabilidade e funcionamento dos ecossistemas estuarinos.



## 5 CAPÍTULO 3

*Manuscrito a ser submetido ao periódico Marine Environmental Research*

### **EFEITOS DA MARINIZAÇÃO SOBRE A DIVERSIDADE FUNCIONAL EM UM ESTUÁRIO TROPICAL COM INFLUÊNCIA DO CLIMA SEMIÁRIDO: UMA ANÁLISE INTERANUAL DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES**

Caroline Stefani da Silva Lima<sup>1</sup> e André Luiz Machado Pessanha<sup>2</sup>

#### **Resumo**

Estuários são ecossistemas costeiros com gradiente ambiental criado pela interface rio-oceano e o regime hidrológico, os quais impactam a estrutura das assembleias de peixes. Assim, este estudo investigou o efeito das condições hidrológicas na diversidade funcional das assembleias de peixes no estuário do rio Mamanguape entre 2011 a 2019. A tendência temporal de diminuição ocorreu para a riqueza funcional e de crescimento para divergência e uniformidade funcional. Houve relação positiva da divergência e os traços marinho estuarino dependente, zooplactívoro e globiforme e negativa com os traços somente estuarino, zoobentívoro e cardume. A salinidade e pluviosidade foram preditoras da riqueza, divergência, uniformidade funcional e traços. A transparência influenciou apenas os traços. Estes resultados apontaram a ocorrência do processo de marinização no estuário. Possíveis mudanças na precipitação ou no fluxo do rio podem afetar a estrutura funcional das assembleias de peixes, com consequências para o funcionamento e serviços ecossistêmicos deste estuário.

**Palavras-chave:** ecossistema estuarino; peixes estuarinos; função de berçário; precipitação; estabilidade do ecossistema.

---

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Estadual da Paraíba – UEPB  
E-mail: [csslímabio@gmail.com](mailto:csslímabio@gmail.com)

<sup>2</sup> Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Estadual da Paraíba – UEPB  
E-mail: [andrepessanhauepb@gmail.com](mailto:andrepessanhauepb@gmail.com)

## Abstract

Estuaries are coastal ecosystems presenting several environmental gradients originating from river-ocean interface and hydrological regime, which impact fish assemblage structure. Thus, this study investigated the effect of hydrological conditions on the functional structure of fish assemblages in the Mamanguape river estuary from 2011 to 2019. A decrease in temporal trend has occurred for functional richness while for divergence and functional uniformity an ascending trend was noticed. Positive relationships were presented by divergence and marine estuarine dependent, zooplanktivore and globiform traits and negative relationships with solely estuarine, zoobentivore and schooling traits. Salinity and rainfall were predictors of richness, divergence and functional uniformity traits. Functional traits were exclusively influenced by transparency. These results suggest a marinization process. Possible changes in precipitation or river flow may affect the functional structure of fish assemblages, with consequences for the functioning and ecosystem services of this estuary.

**Palavras-chave:** estuarine ecosystem; estuarine fishes; nursery function; pluviosity; ecosystem stability.

## 5.1 INTRODUÇÃO

Estuários são ecossistemas costeiros de alta produtividade biológica que fornecem fontes de recursos não só para os organismos (NIXON *et al.*, 1986; WANG *et al.*, 2021), mas também para o ser humano que explora essas áreas para diversos fins socioeconômicos (BARBIER *et al.*, 2011; PINTO *et al.*, 2014). A dinâmica nesses ecossistemas surge da interação das águas dos rios e oceanos que geram um gradiente ambiental (WHITFIELD, 2021). A estratificação longitudinal do gradiente está sujeita a variações temporais devido ao regime hidrológico influenciando o volume da descarga de água doce que entra nos estuários (WHITFIELD, 2021). Além disso, a amplitude de maré, direção do vento e condições de correntes refletem na entrada de água marinha no estuário (DE MIRANDA *et al.*, 2017). Em escala climática, a temperatura média da superfície oceânica, correntes marítimas e a ocorrência de eventos extremos (ex.: secas atípicas) determina o volume pluviométrico no continente e, portanto, refletindo no gradiente estuarino (GILLANDERS *et al.*, 2011; JAMES *et al.*, 2013).

As mudanças climáticas antropicamente induzidas têm levado a alterações nestas condições oceânicas e, conseqüentemente nos padrões de chuvas (GILLANDERS *et al.*, 2011). Por exemplo, a diminuição da precipitação pode diminuir a descarga dos rios, levando ao processo chamado de “marinização” dos estuários (PASQUAUD *et al.*, 2012). Além disso, tais reduções pode aumentar o tempo de residência da água, conferindo perda de qualidade de habitat (GILLANDERS *et al.*, 2011). Tal situação poderá ser evidente

em estuários os quais estão inseridos em bacias hidrográficas com rios intermitentes (GÓMEZ *et al.*, 2017). Esta é uma característica da maioria dos rios da região Nordeste do Brasil que são influenciados pelo clima do semiárido (MALTCHIK; MEDEIROS, 2006). Este clima é caracterizado por ser dividido em dois períodos hidrológicos: o chuvoso com maiores volumes pluviométricos e o seco com escasso volume pluviométrico (ÁLVARES *et al.*, 2013). A temporalidade bem definida nessa condição favorece a transitoriedade desses rios, tornando-os secos a montante do rio em períodos de escassez de chuva e a hidrodinâmica na zona costeiras e nos estuários basicamente é determinada pelas incursões da água marinha (GÓMEZ *et al.*, 2017).

O regime hidrológico está entre os principais fatores a influenciar a abundância, composição, distribuição e a diversidade das assembleias de peixes em estuários tropicais (LIMA; FERREIRA, BARLETTA, 2019), visto que este fator é determinante para o aporte de nutriente nos estuários (POSSAMAI *et al.*, 2020), e age como um sinal para o processo de recrutamento de jovens-do-ano para dentro do estuário no período chuvoso (STEWART *et al.*, 2020). Muitos recrutas são espécies de origem marinha que utilizam essas áreas como berçários, para alimentação e proteção (WHITFIELD, 2017). Outro fator importante para assembleias de peixes é a salinidade, que atua como filtro selecionando as espécies de acordo com a sua capacidade osmorregulatória (KÜLTZ, 2015; KOMOROSKE *et al.*, 2016; SANTOS; RAMOS; BONECKER, 2017; KISTEN *et al.*, 2019). A salinidade separa as espécies em grupos estenohalinos que toleram uma curta faixa de variação de salinidade e eurihalinos, os quais toleram uma faixa maior (WHITFIELD *et al.*, 2012). Nestes grupos, existem representantes de espécies de água doce, estuarino e marinhos que utilizam essas áreas em partes ou todo o seu ciclo de vida ou oportunisticamente (POTTER *et al.*, 2015).

Uma vez que peixes são considerados os vertebrados mais diversos do mundo em número de espécies, em morfologia e em história de vida (FROESE; PAULY, 2022), tornam-se bons indicadores das mudanças ambientais que podem refletir no padrão de utilização do habitat nos estuários (VILLÉGER *et al.*, 2017). Os peixes estuarinos apresentam uma série de estratégias de vida, hábitos alimentares e tipos de locomoção (BENTACUR-R *et al.*, 2017). Essas características permitem a estes animais explorar diversos habitats dentro dos estuários (WHITFIELD, 2017). E tais mudanças podem refletir também no funcionamento e nos processos dos ecossistemas (VILLÉGER *et al.*, 2017). Características funcionais têm sido amplamente utilizadas pelo mundo para avaliar as estruturas das assembleias de peixes estuarinos (NICOLAS *et al.*, 2010;

VASCONCELOS *et al.*, 2015) e mais recentemente, os estudos no Brasil (PASSOS *et al.*, 2016; AZEVEDO *et al.*, 2017) e, especificamente, Nordeste começaram a ser desenvolvidos (DOLBETH *et al.*, 2016a; MÉRIGOT *et al.*, 2017; SILVA-JÚNIOR *et al.*, 2017; DA SILVA; DOLBETH; FABRÉ, 2021).

Devido a rápida perda de biodiversidade, os cientistas estão buscando compreender como as espécies utilizam os habitats de acordo com as mudanças espaço-temporais (FEYRER *et al.*, 2015) e obter tal compreensão é importante para tomar decisões que sejam incluídas nas medidas de conservação (TEICHERT *et al.*, 2018). Tradicionalmente, a diversidade é medida através da riqueza e abundância das espécies (MAGURRAN, 1988). No entanto, tais abordagens são limitadas por incluir apenas a identidade taxonômica e não inclui diferenças e similaridade de espécies que pode refletir no funcionamento dos ecossistemas (CADOTTE *et al.*, 2013). Portanto, o estudo de ecologia funcional busca então aprofundar o entendimento de como as espécies se estabelecem nos habitats através da diversidade funcional (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008; LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010; MOUILLOT *et al.*, 2013) e a relação das condições ambientais com os traços funcionais (DOLÉDEC *et al.*, 1996).

A diversidade funcional é um componente da biodiversidade o qual é representado pelos traços funcionais das espécies (VIOLLE *et al.*, 2007). Tais traços são definidos por qualquer característica morfológica, fisiológica ou comportamental que influenciam no *fitness* de cada espécie (VIOLLE *et al.*, 2007). Cada traço funcional representa um eixo dimensional ao longo do espaço funcional, no qual as espécies se distribuem (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008). A distribuição dos traços das espécies reflete a contribuição das regras de montagens ocorrendo dentro de dada comunidade e, conseqüentemente, influenciando a coexistência das espécies (MOUCHET *et al.*, 2010). A hipótese da filtragem ambiental estabelece que sob as mesmas condições ambientais as espécies são mais semelhantes do que o esperado ao acaso, uma vez que somente o conjunto limitado de traços é selecionado pelas restrições ambientais (ZOBEL, 1997). Portanto, espera-se que a redundância funcional seja maior sob estas condições, pois espécies pouco adaptadas são excluídas do ecossistema (CORNWELL *et al.*, 2006). De acordo com a hipótese da similaridade limitante, a complementariedade funcional favorece a coexistência estável das espécies, porque as espécies semelhantes são fortes competidores (MacARTHUR; LEVIN, 1967). Então, diversidade funcional tende a ser maior neste cenário, e menor quando há redundância funcional (MOUCHET *et al.*, 2010).

Além disso, a contribuição da complementariedade e da redundância funcional concede pistas sobre a estabilidade dos ecossistemas as perturbações. A redundância funcional denota que diferentes espécies desempenham o mesmo papel funcional e, deste modo, a perda de uma espécie não afetará no funcionamento do ecossistema (THIBAUT *et al.*, 2010). Ao contrário, a complementariedade funcional indica que existe diferenciação de nicho entre as espécies e, portanto, apresentam funções únicas (CADOTTE, 2017). Estudos conduzidos com assembleias de peixes de ecossistemas aquáticos da Europa, registraram uma menor redundância funcional para rios e lagos do que em estuários (TEIRCHET *et al.*, 2018). Ao passo que, Dolbeth *et al.* (2016a) observaram uma baixa redundância funcional no estuário do rio Mamanguape comparado ao estuário do rio Paraíba, o qual é altamente urbanizado. Além disso, Baptista *et al.* (2015) encontraram que mudanças na redundância funcional das assembleias de peixes foi induzida por eventos extremos no estuário do rio Mondego.

Nosso estudo busca compreender como os processos ecológicos estruturam as assembleias de peixes no estuário do rio Mamanguape, baseados em traços funcionais, utilizando uma base de dados de coletas de 7 anos. Ao longo desse tempo, a bacia no qual este estuário está inserido vem experimentando redução no aporte de água doce devido à baixa precipitação, principalmente na sua porção superior que está sob a influência do clima semiárido. Portanto, a hipótese a ser testada é que há uma diminuição da diversidade funcional das assembleias de peixes estuarinos influenciadas pela diminuição da pluviosidade, no aumento da salinidade e da transparência da água ao longo dos anos.

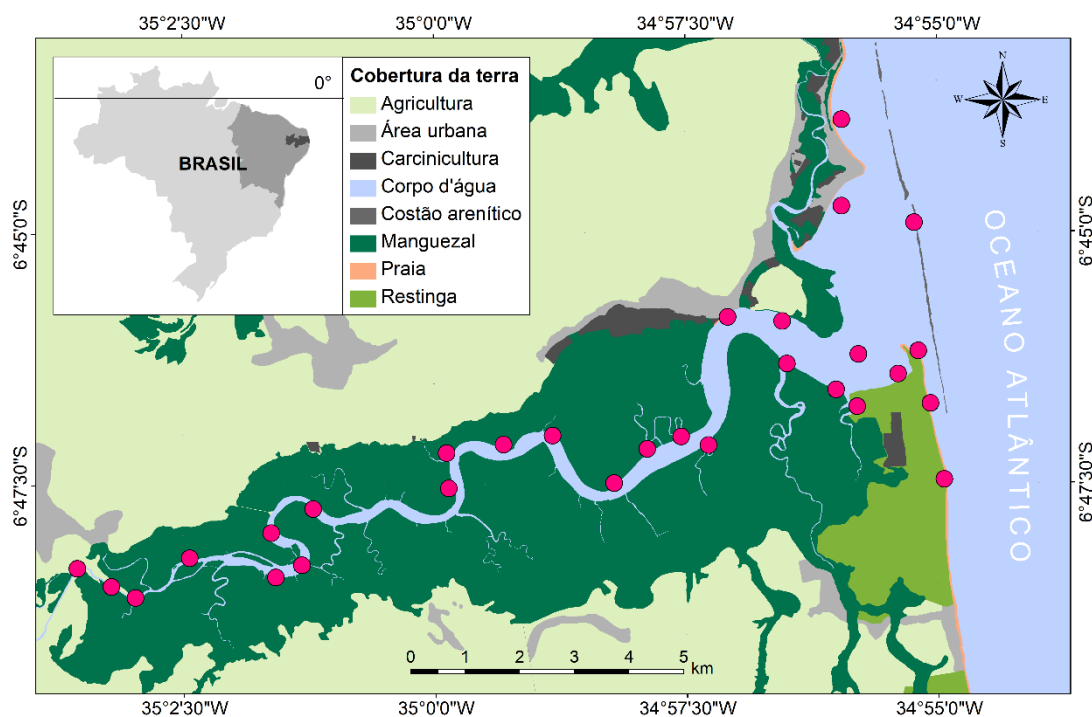
## 5.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 5.2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi conduzido em no estuário tropical do rio Mamanguape o qual situa-se no litoral norte da Paraíba (6°43'02" S e 35°67'46" O) (Figura 11). Este estuário está inserido na bacia do rio Mamanguape cuja área de drenagem é de 3.522,69 km<sup>2</sup> e recebe baixas médias pluviométricas e intensa evaporação (SILVA *et al.*, 2011; ÁLVARES *et al.*, 2013). A região estuarina compreende 25 km (MOURÃO; NORDI, 2003) e apresenta clima classificado como tropical As' de Köppen-Geiger dividido em dois períodos: inverno chuvoso (março a agosto) e verão seco (setembro a fevereiro) (ÁLVARES *et al.*, 2013). Ao longo de suas margens estão presentes os manguezais formados pelas espécies

por *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Avicennia schaueriana*, *Laguncularia recemosa* and *Conocarpus erectus* (NASCIMENTO; MOURÃO; ALVES, 2011). Além disso, na foz do estuário existe uma barreira de recife perpendicular à costa, formando uma baía semifechada com águas calmas. O estuário está inserida na Área de Proteção Ambiental da barra do rio Mamanguape (APA – Decreto 924/1993) (MOURÃO; NORDI, 2003), o qual foi criado para a proteção do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus manatus*) que utiliza o estuário com sua principal área de reprodução do Nordeste brasileiro (SILVA *et al.*, 2011), bem como a conservação dos recursos naturais da área (CRUZ; COSTA, 2014).

**Figura 11.** Mapa da localização do estuário do rio Mamanguape com os pontos amostrais, indicando a extensão da área de cobertura das amostragens entre os anos de 2011 a 2019.



**Fonte:** Elaborada pelo autor, 2022.

Apesar de estar inserido em uma área de proteção ambiental, o estuário do rio Mamanguape sofre com extensivos impactos antrópicos proveniente da ocupação do solo para o cultivo de cana-de-açúcar (ALVES; NISHIDA, 2003, DOLBETH *et al.*, 2016a) carcinicultura (SILVESTRE *et al.*, 2011; DOLBETH *et al.*, 2016a), desmatamento do manguezal (ALVES; NISHIDA, 2003; ALVES; NISHIDA; HERNÁNDEZ, 2005) e avanço das ocupações urbanas (MACHADO FILHO *et al.*, 2015; DOLBETH *et al.*,

2016a). Segundo dados do IBGE (2010), a população no entorno do rio compreende 38.560 habitantes e estão localizados nos municípios de Baía da Traição, Marcação e rio Tinto. As consequências das pressões antrópicas já podem ser observadas nos registros de microplásticos no conteúdo estomacal de diversas espécies de peixes pertencente a este estuário (VENDEL *et al.*, 2017).

### 5.2.2 AMOSTRAGENS

As amostragens ocorreram em 7 anos continuamente entre de março de 2011 a novembro 2019, sempre no período de diurno das marés de sizígia. Para o estudo temporal, as coletas foram divididas em período chuvoso (de março a agosto) e seco (de setembro a fevereiro). A captura dos peixes foi realizada utilizando duas redes do tipo “*beach-seine*” (10m de comprimento x 1,5m de altura e malha de 0,8 cm) arrastadas paralelamente a linha da costa a uma profundidade máxima de 1,5 m. Todos os peixes capturados foram anestesiados em gelo para posterior fixação em formol a 10%.

Anteriormente aos arrastos as seguintes variáveis abióticas foram aferidas: salinidade usando um refratômetro óptico e transparência com o disco de *Secchi*, respectivamente. Dados de precipitação foram obtidos através da plataforma online da Agência Executiva para Gestão das Águas do Estado da Paraíba ([www.aesa.pb.gov.br](http://www.aesa.pb.gov.br)).

No laboratório os peixes foram identificados até o menor nível taxonômico possível, contados, medidos (comprimento total em milímetros) e pesados (g), e posteriormente acondicionados em álcool a 70%.

### 5.2.3 TRAÇOS FUNCIONAIS

A seleção dos traços teve como base dados categóricos o qual descreve as assembleias de peixes de acordo com a guilda trófica, guilda ecológica, tipo de associação e formato do corpo (Tabela 3).

**Tabela 5.** Lista dos traços funcionais com suas respectivas categorias, funções e relevância ecológica.

<b>Traços funcionais</b>	<b>Categorias</b>	<b>Funções</b>	<b>Relevância Ecológica</b>	<b>Referências</b>
Guilda trófica	Detritívoro	Dieta	Indica a preferência alimentar	Elliott <i>et al.</i> , 2007; Pessanha <i>et al.</i> , 2015 e Dolbeth <i>et al.</i> , 2016a
	Herbívoro			
	Insetívoro			
	Onívoro			
	Piscívoro			
	Zoobentívoro			
	Zooplactívoro			
Guilda Ecológica	Dulcícola Estuarino	Utilização do estuário	Está associado ao tempo que o peixe reside no estuário e a função de berçário	Elliott <i>et al.</i> , 2007 e Potter <i>et al.</i> , 2015
	Oportunista			
	Dulcícola Ocasional			
	Estuarino e Marinho			
	Somente Estuarino			
	Marinho Estuarino Dependente			
	Marinho Estuarino Oportunista			
	Marinho Ocasional			
Preferência de Salinidade	0-10	Utilização do estuário	Indica a capacidade osmorregulatória e a localização ao longo do estuário	Whitfield <i>et al.</i> , 2012; Whitfield <i>et al.</i> , 2015; Potter <i>et al.</i> , 2015 e Baptista <i>et al.</i> , 2015
	0-30			
	10-40			
	0-40			
	>30			
Associação	Cardume Solitário	Comportamento social	Está relacionado a proteção contra predação, modo de forrageamento e manobridade na coluna d'água	Henseler <i>et al.</i> , 2019; Esmali <i>et al.</i> , 2021 e Froese; Pauly, 2022



**Tabela 5.** (Continuação)

Formato corpo	Alongado Anguiliforme Compressiforme Depressiforme 1 Depressiforme 2 Filiforme Fusiforme Sagitiforme	Habitat vertical	Indica a posição na coluna d'água, o tipo de natação e onde se alimentam	Ladds <i>et al.</i> , 2018; Henseler <i>et al.</i> , 2019 e Froese; Pauly, 2022
---------------	---	------------------	--	---

## 5.2.4 ANÁLISE DE DADOS

### 5.2.4.1 VARIÁVEIS AMBIENTAIS

As variáveis ambientais (Temperatura, Salinidade e Transparência) foram testadas quanto à normalidade através do teste de Kolmogorov-Smirnov e o teste de Levene para verificar se os dados atendiam os pressupostos de normalidade e homocedasticidade, respectivamente. Uma vez que os dados não atenderam a esses pré-requisitos, o teste não paramétrico do Kruskal-Wallis foi utilizado para detectar diferenças significativas das variáveis ambientais entre as estações e entre os anos.

### 5.2.4.2 DIVERSIDADE FUNCIONAL

Para os índices de diversidade funcional (FD) uma matriz de distância de Gower foi obtida (GOWER, 1966) e, em seguida foram calculadas riqueza funcional (FRic), uniformidade funcional (FEve), divergência funcional (FDiv), propostos por Villéger, Mason, Mouillot (2008). O índice FRic representa a quantidade do espaço funcional que está sendo preenchido pela comunidade (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008). Este índice é calculado através da medida multidimensional do volume do *convex hull* (CORNWELL *et al.*, 2006), no qual inclui o volume mínimo dentro do *convex hull*, pois quantifica apenas o espaço funcional preenchido pelas as espécies consideradas (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008). O FEve representa a uniformidade da distribuição da abundância no espaço funcional (MASON *et al.*, 2005), ou seja, este quantifica a regularidade pelo qual o espaço funcional é preenchido, ponderado através da abundância das espécies (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008). O FEve diminui quando a abundância é menos igualmente distribuída entre as espécies ou quando a distância funcional é menos regular (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008). O FDiv descreve a posição das espécies no espaço funcional (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008). Este índice calcula a distância Euclideana das espécies da coordenada do centro de gravidade no *convex hull* (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008). A divergência funcional é alta se todas as espécies estão no *convex hull* e são igualmente distantes do centro de gravidade (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008). O teste não paramétrico de Kruskal-Wallis foi realizado para identificar se houve

diferenças significativa dos traços funcionais entre as estações hidrológicas e entre os anos.

A Média Ponderada da Comunidade (CWM – *Community-Weighted Mean*) foi realizada para caracterizar a composição funcional da comunidade a partir do grau de dominância de cada traço funcional (LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010). Esta análise foi calculada para obter os valores médios dos traços funcionais das espécies ponderado pela abundância relativa.

A tendência temporal dos índices de diversidade funcional foi observada através de gráfico de dispersão com curvas suaves através do método de LOESS para observar a mudanças anuais. A associação do índice de divergência funcional com a média ponderada da comunidade dos traços dominante foi testada pela correlação de Spearman ( $\rho$ ).

#### 5.2.4.3 RELAÇÃO DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS E DIVERSIDADE FUNCIONAL

Modelos aditivos generalizados foram construídos para investigar a associação dos índices funcionais, o CWM dos traços dominantes com as variáveis ambientais salinidade, transparência e pluviosidade. Os melhores modelos foram selecionados utilizando uma abordagem de teoria de informação (BURNHAM; ANDERSON, 2002). Modelos com todas as combinações possíveis de variáveis foram rodados para minimizar os sobreajustes. Então, os modelos foram ranqueados utilizando o critério de informação de Akaike corrigido (AICc) e os modelos que tiveram  $\Delta AICc > 4$  foram eliminados. A importância relativa de cada variável foi estimada baseada nos pesos da soma do Akaike (AICcw) obtidos de todos os modelos que as variáveis apareceram da média do modelo. A maior consistência entre as variáveis ambientais e as variáveis respostas são indicados quando os valores do AICcw são mais próximos de um.

#### 5.2.4.4 PACOTES E PROGRAMAS ESTATÍSTICOS

As análises foram realizadas utilizando as funções disponibilizadas online em <http://villeger.sebastien.free.fr/Rscripts.html>, dos pacotes “SYNCSA” (DEBASTIANI, 2020), FD (LALIBERTÉ; LEGENDRE; SHIPLEY, 2022) e “ade4” (DRAY *et al.*, 2022),

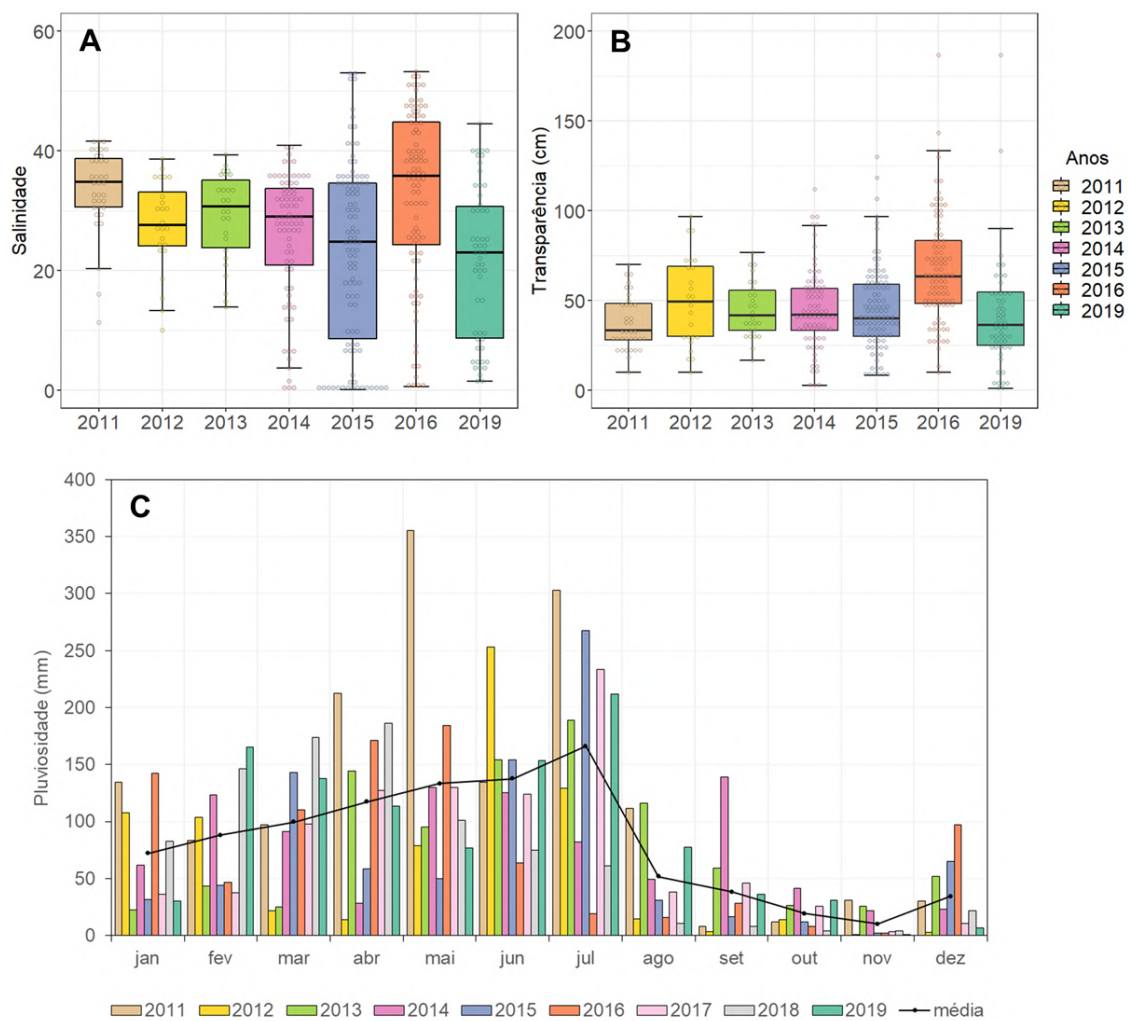
“mgcv” (WOOD, 2022), “MuMIn” (BARTÓN, 2022) no ambiente estatístico do R (versão 4.1.2, R Development Core Team 2022).

## 5.3 RESULTADOS

### 5.3.1 VARIÁVEIS AMBIENTAIS

Os maiores valores de salinidade e transparência foram registrados em 2016, o pico da pluviosidade média ocorreu em 2011. Os menores valores de salinidade foram observados em 2019 e os menores valores de transparência em 2011, os menores valores da média anual da pluviosidade ocorreram em 2012, apesar do gráfico demonstrar aumento nos anos seguintes, porém não ultrapassou a média de pluviosidade de 2011 (Figura 12). De acordo com os resultados do teste do Kruskal-Wallis, a salinidade e transparência diferiram significativamente entre os anos, mas não a pluviosidade (APÊNDICE D). Para o teste pairwise de Dunn, foram encontradas diferenças significativas da salinidade entre os anos de 2014, 2015, 2019 comparado ao ano de 2011, o ano de 2016 em relação aos anos de 2012, 2014 e 2015 e 2019 para os anos de 2013 e 2016. Para a transparência, os anos de 2016 diferiu significativamente de todos os anos. Por fim, apenas o ano de 2012 diferiu significativamente do ano de 2011 em relação a pluviosidade (APÊNDICE D).

**Figura 12.** Variações temporal interanual das variáveis ambientais de 2011 até 2019: *box plot* com mediana, amplitude dos interquartis e valores máximos e mínimos da (A) Salinidade e (B) Transparência e (C) pluviosidade média no estuário do rio Mamanguape.



**Fonte:** Elaborada pelo autor, 2022.

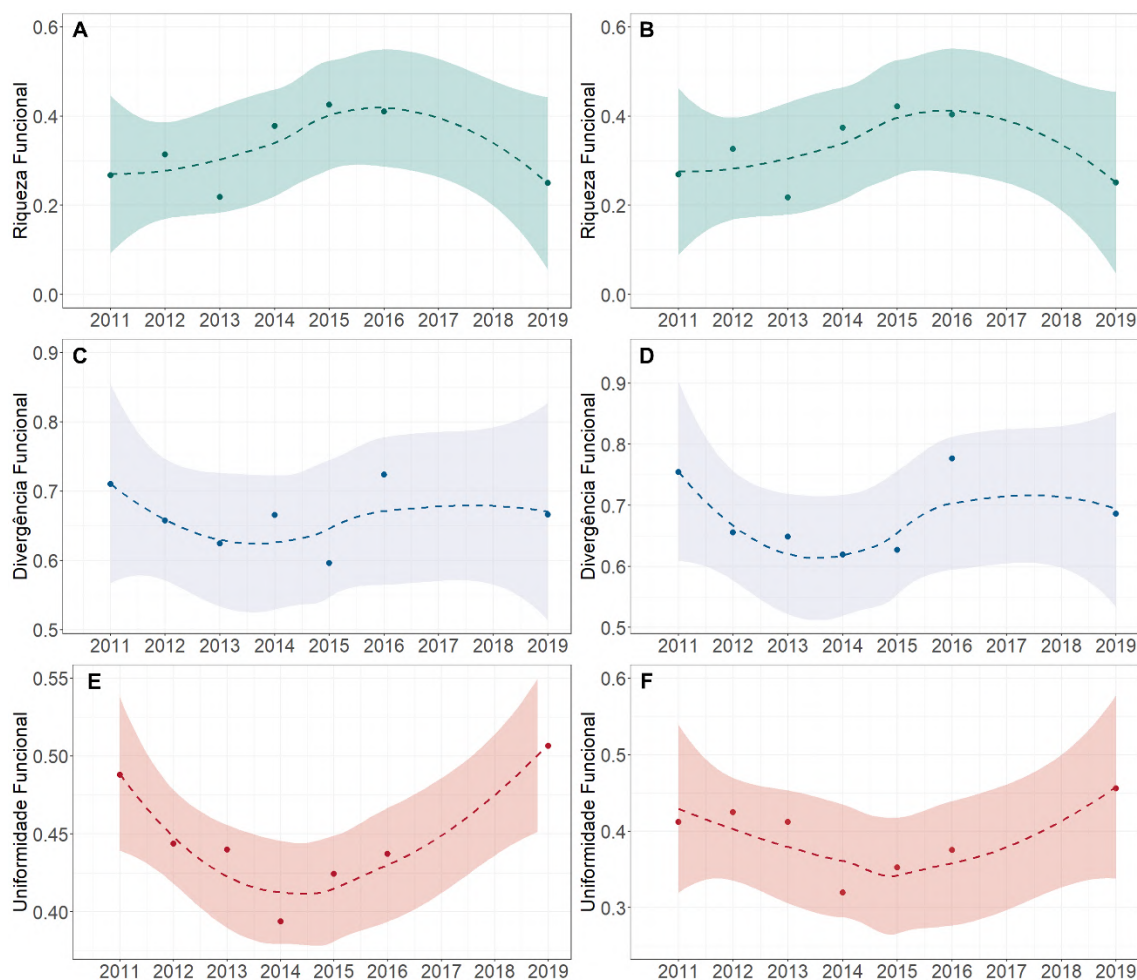
### 5.3.2 ABUNDÂNCIA, COMPOSIÇÃO E DIVERSIDADE DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES

Foram capturados 92827 espécimes de peixes, pesando cerca de 369,04 kg, pertencentes a 179 espécies de 50 famílias. Destas espécies, 55 ocorreram raramente ao longo do estudo (abundância < 5 indivíduos) (APÊNDICE E). De modo geral, as espécies dominantes em termos de abundância ao longo dos anos foram *Atherinella brasiliensis*, *Rhinosardinia bahiensis*, *Sphoeroides testudineus*, *Lycengraulis grossidens*, *Anchoviella lepidentostole*, *Anchoa hepsetus* e *Eucinostomus melanopterus*, sendo responsáveis por 56,4% da abundância total. Para a biomassa dos peixes, as espécies dominantes foram *S. testudineus*, *A. brasiliensis*, *Colomesus psittacus* e *R. bahiensis* somando 61,6% da biomassa total.

### 5.3.3 DIVERSIDADE FUNCIONAL

De um modo geral, os índices de divergência (Abundância:  $0,70 \pm 0,01$ ; Biomassa:  $0,68 \pm 0,01$ ), apresentaram maiores valores do que a uniformidade (Abundância:  $0,43 \pm 0,01$ ; Biomassa:  $0,38 \pm 0,01$ ) e riqueza funcional (Abundância:  $0,42 \pm 0,01$ ; Biomassa:  $0,35 \pm 0,01$ ). A tendência temporal para a riqueza funcional demonstrou um crescimento até 2015 e diminuição a partir de 2016 para os dados de abundância e biomassa dos peixes. Para a divergência funcional, a diminuição ocorreu até 2013 com crescimento e estabilização da curva a partir de 2016 para a abundância e biomassa. Para a uniformidade funcional, a tendência temporal exibiu uma diminuição até 2014 e um crescimento a partir de 2015 para os dados de abundância e para biomassa (Figura 13). O teste do Kruskal-Wallis detectou diferenças significativas entre anos para os três índices funcionais ( $p < 0,05$ ) (APÊNDICE F).

**Figura 13.** Gráfico de dispersão com curva suave construída através do método LOESS demonstrando a tendência temporal dos índices de diversidade funcional: riqueza funcional, divergência funcional, uniformidade funcional e redundância funcional calculados com os dados de abundância (A, C, E e G) e biomassa (B, D, F e H). Área sombreada indica 95% de intervalo de confiança.



**Fonte:** Elaborada pelo autor, 2022.

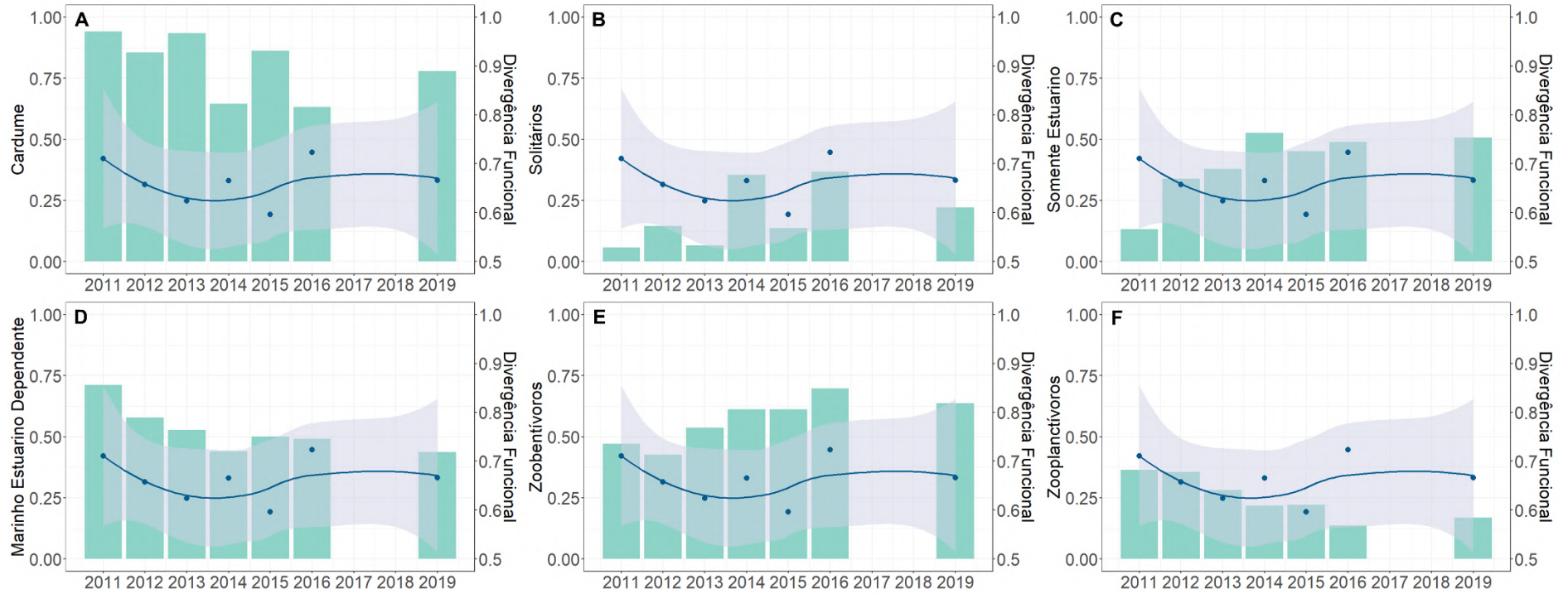
Os valores da média ponderada da comunidade (CWM) evidenciaram que os diferentes traços funcionais a foram predominantes entre os anos para os dados de abundância e biomassa (Figuras 14 e 15). Ao longo dos anos, traços como as espécies formadores de cardume, preferência de 10 a 40 de salinidade, guilda marinho estuarino dependente, corpo compressiforme, e guilda das espécies zooplantívoros apresentaram uma diminuição na contribuição, enquanto a guilda somente estuarino, guilda zoobentívora, e preferência de 0 a 40 de salinidade apresentaram um aumento ao longo dos anos (Figuras 9 e 10). Diferenças significativas foram observadas para todos estes traços ( $p < 0,05$ ) (APÊNDICE F).

Contudo, a associação dos traços funcionais dominantes a divergência funcional variou ao longo do tempo (Figuras 14 e 15). Os traços funcionais marinho estuarino

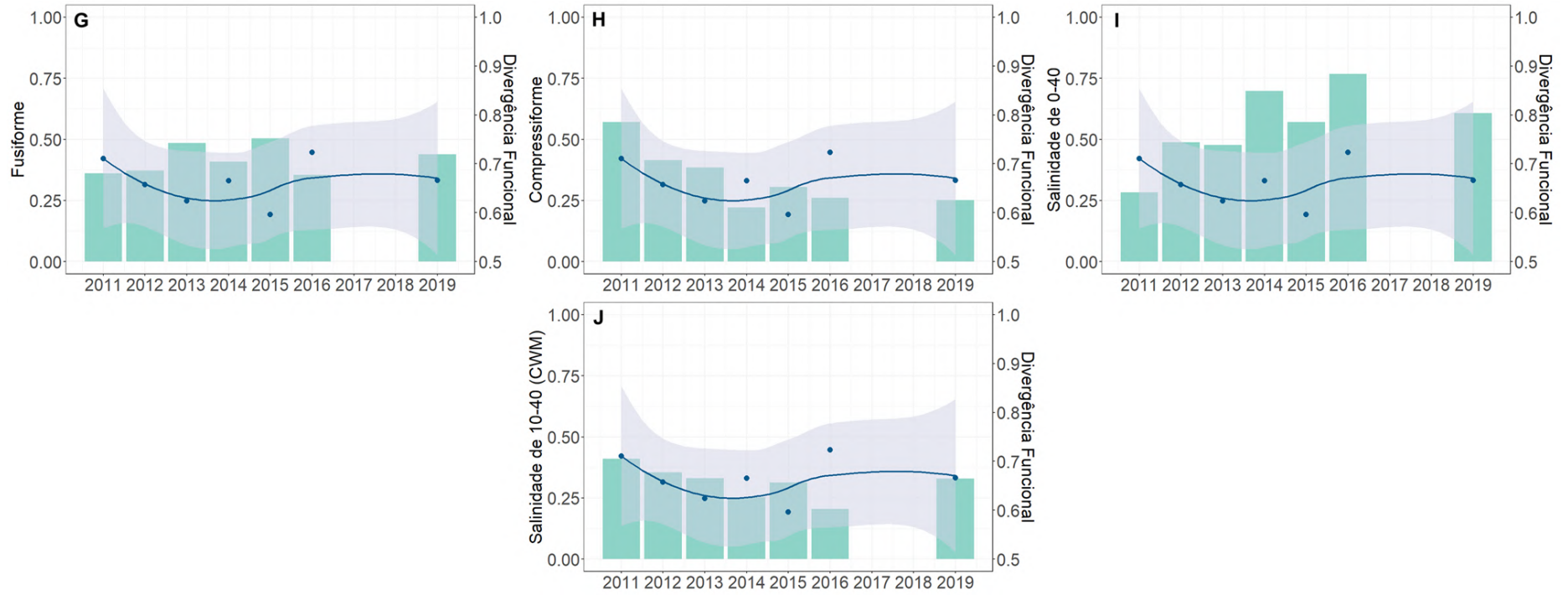
dependente ( $Rho = 0,42$ ), somente estuarino ( $Rho = -0,4$ ), zoobentívoro ( $Rho = -0,4$ ), zooplantívoro ( $Rho = 0,35$ ), e fusiforme ( $Rho = -0,3$ ) tiveram uma relação intermediária com a tendência temporal da divergência funcional, enquanto os traços de preferência de 10 a 40 de salinidade ( $Rho = 0,25$ ) compressiforme ( $Rho = 0,24$ ), cardume ( $Rho = -0,16$ ), solitário ( $Rho = 0,16$ ), preferência de 0 a 40 de salinidade ( $Rho = -0,16$ ) tiveram uma relação fraca. Em relação a biomassa, o traço globiforme ( $0,4$ ), fusiforme ( $-0,35$ ), solitário ( $Rho = 0,32$ ), cardume ( $Rho = -0,32$ ) tiveram uma associação intermediária com a dinâmica temporal da divergência funcional. Já associações fracas dos traços foram registradas para os traços compressiforme ( $0,24$ ), marinho estuarino dependente ( $0,22$ ), somente estuarino ( $-0,20$ ), zoobentívoro ( $-0,18$ ), espécies com tolerância de 0 a 40 de salinidade ( $-0,04$ ), espécies marinhas com tolerância de 10 a 40 de salinidade ( $0,1$ ).



**Figura 14.** Gráfico de barra demonstrando a mudança temporal da média ponderada da comunidade (CWM) dos traços dominantes calculada utilizando os dados abundância e sobreposição da tendência temporal da divergência funcional entre os anos de 2011 a 2019. Traços funcionais: Associação (A e B), Guildas Ecológicas (C e D), Guilda Trófica (F e G), Formato do Corpo (H, I e J), Tolerância a Variação de Salinidade (K, L e M).



**Figura 14.** (Continuação)



**Fonte:** Elaborada pelo autor, 2022.

**Figura 15.** Gráfico de barra demonstrando a mudança temporal da média ponderada da comunidade (CWM) dos traços dominantes calculada utilizando os dados biomassa e sobreposição da tendência temporal da divergência funcional entre os anos de 2011 a 2019. Traços funcionais: Associação (A e B), Guildas Ecológicas (C e D), Guilda Trófica (F e G), Formato do Corpo (H, I e J), Tolerância a Variação de Salinidade (K, L e M).

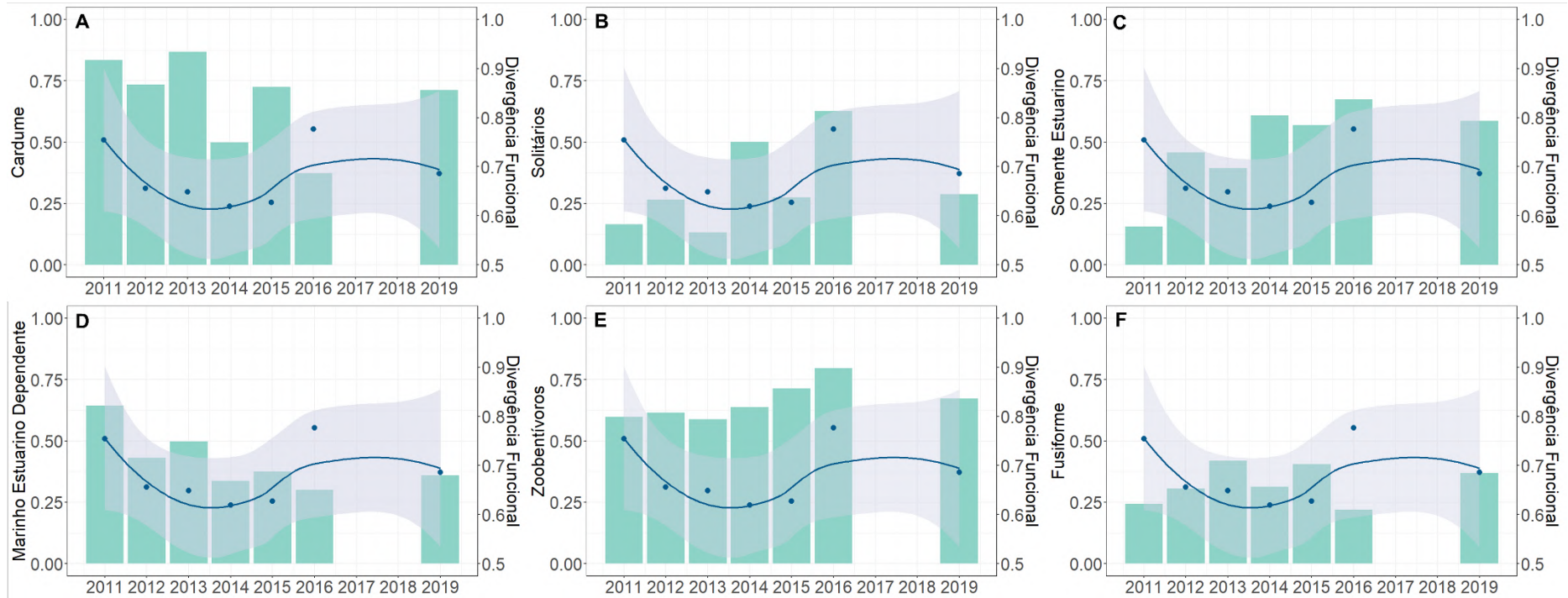
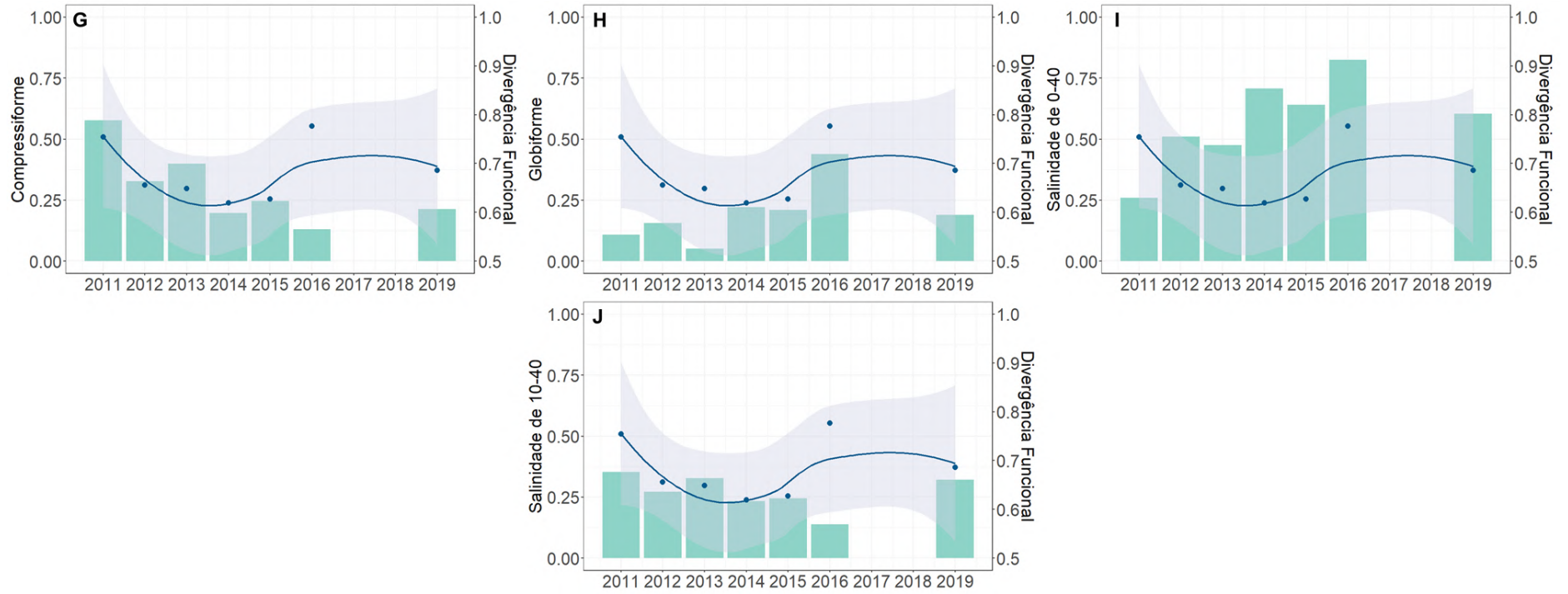


Figura 15. (Continuação)

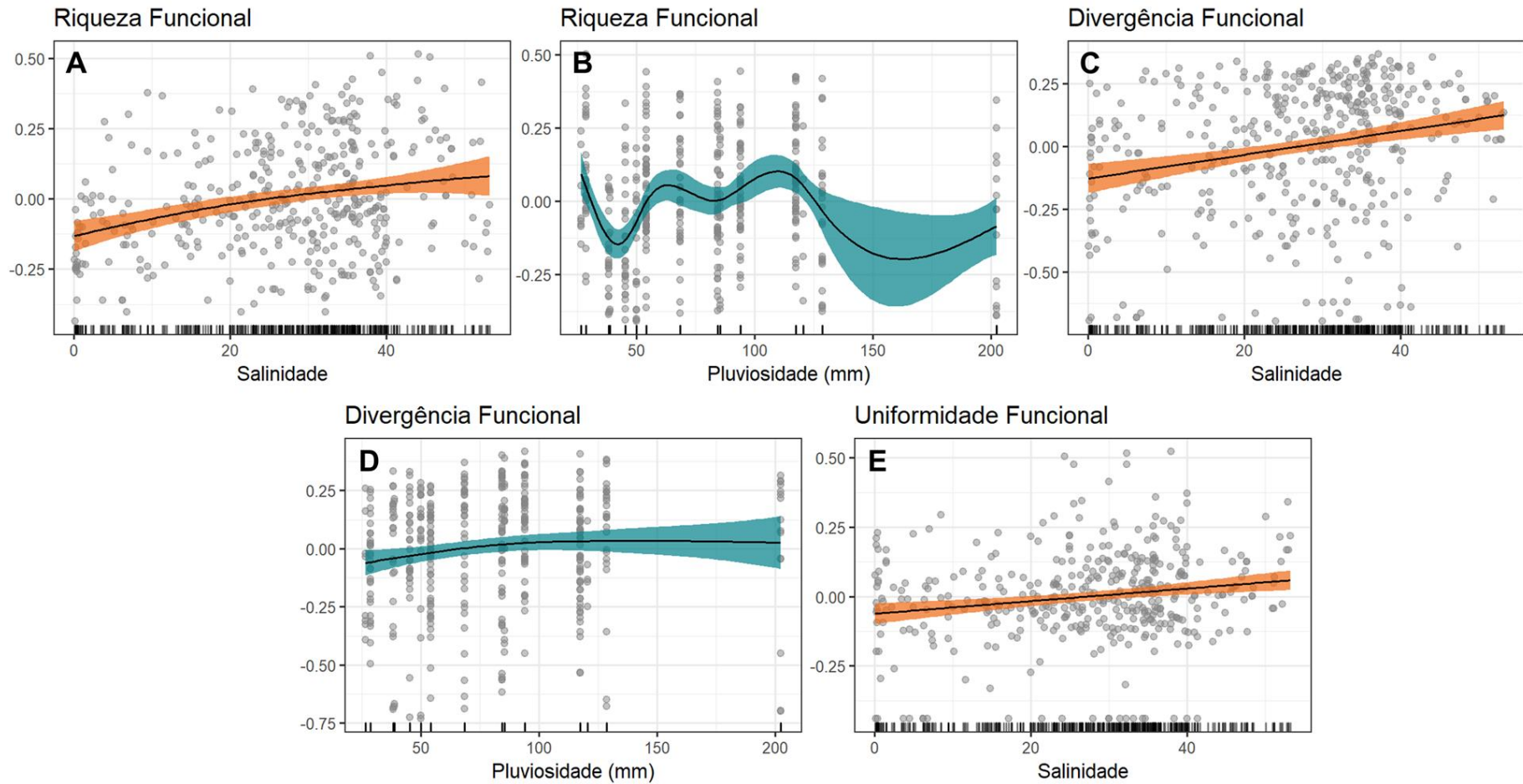


Fonte: Elaborada pelo autor, 2022.

#### 5.3.4 ESTRUTURADORES DA DIVERSIDADE FUNCIONAL

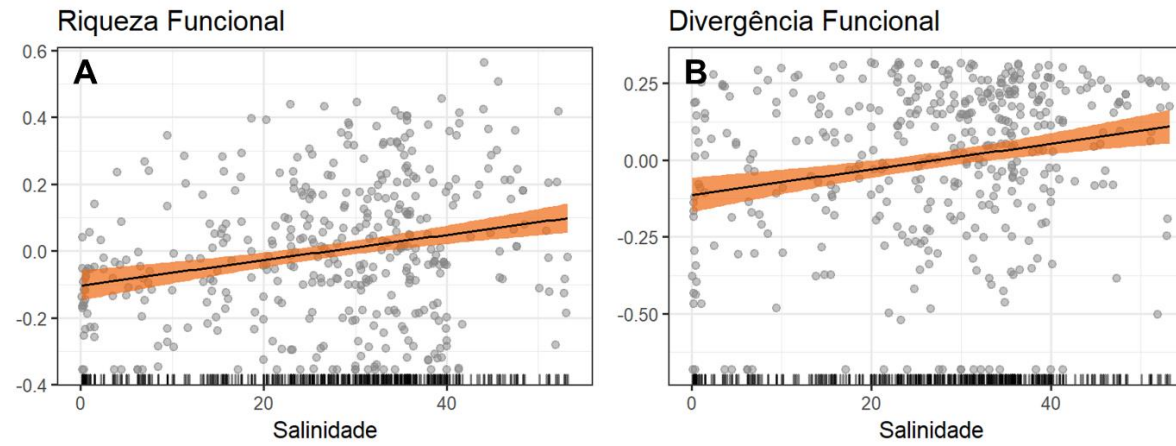
O resultado dos modelos aditivos generalizados demonstrou que houve uma tendência significativa do aumento da divergência funcional e uniformidade funcional em relação ao aumento da salinidade e o aumento da riqueza funcional e da divergência funcional com a pluviosidade (Figuras 16 e 17). O aumento da salinidade foi preditora para a diminuição da média ponderada da comunidade dos traços somente estuarino, zoobentívoro, de tolerância de 0-40 de salinidade (Figuras 18 e 19; Tabela 6) e para o aumento do média dos traços marinho estuarino dependente, zooplactívoro, globiforme, de tolerância a salinidade de 10-40 (Figuras 18 e 19; Tabela 6). O aumento da transparência foi preditora para diminuição da guilda marinho estuarino dependente e os peixes formadores de cardume e o aumento da guilda somente estuarino, zoobentívoro, peixes solitários, que toleram salinidade de 0-40 e globiformes (Figuras 18 e 19; Tabela 6). O aumento da pluviosidade foi preditora para a diminuição da média dos peixes solitários, que toleram salinidade 0-40, somente estuarino e globiforme e para o aumento dos peixes formadores de cardume (Figuras 18 e 19; Tabela 6).

**Figura 16.** Modelos aditivos generalizados da relação da riqueza, divergência e uniformidade funcional com as variáveis significativas para os dados de abundância no estuário do rio Mamanguape durante os anos de 2011 a 2019. Área sombreada indica intervalo de confiança de 95%.



**Fonte:** Elaborada pelo autor, 2022.

**Figura 17.** Modelos aditivos generalizados da relação da riqueza e divergência funcional com as variáveis significativas para os dados de biomassa no estuário do rio Mamanguape durante os anos de 2011 a 2019. Área sombreada indica intervalo de confiança de 95%.



**Fonte:** Elaborada pelo autor, 2022.

**Figura 18.** Modelos aditivos generalizados dos traços dominantes calculados utilizando os dados de abundância na análise da CWM e as variáveis significativas no estuário do rio Mamanguape durante os anos de 2011 a 2019. Área sombreada indica intervalo de confiança de 95%.

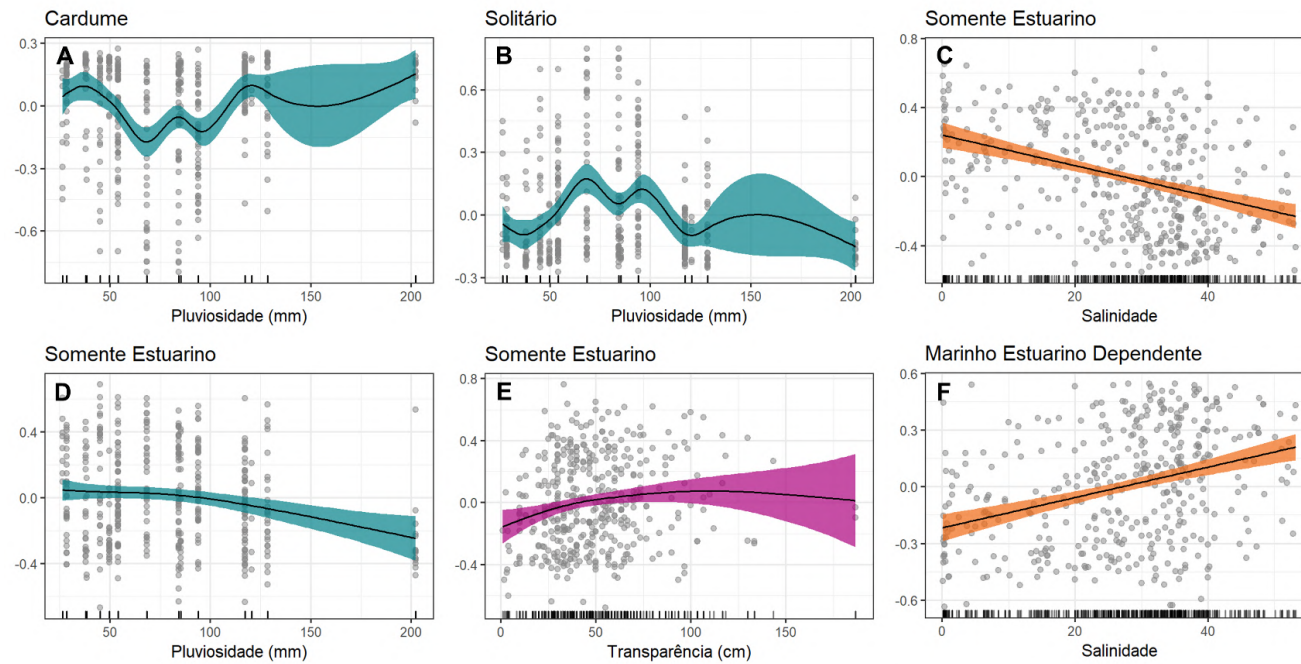
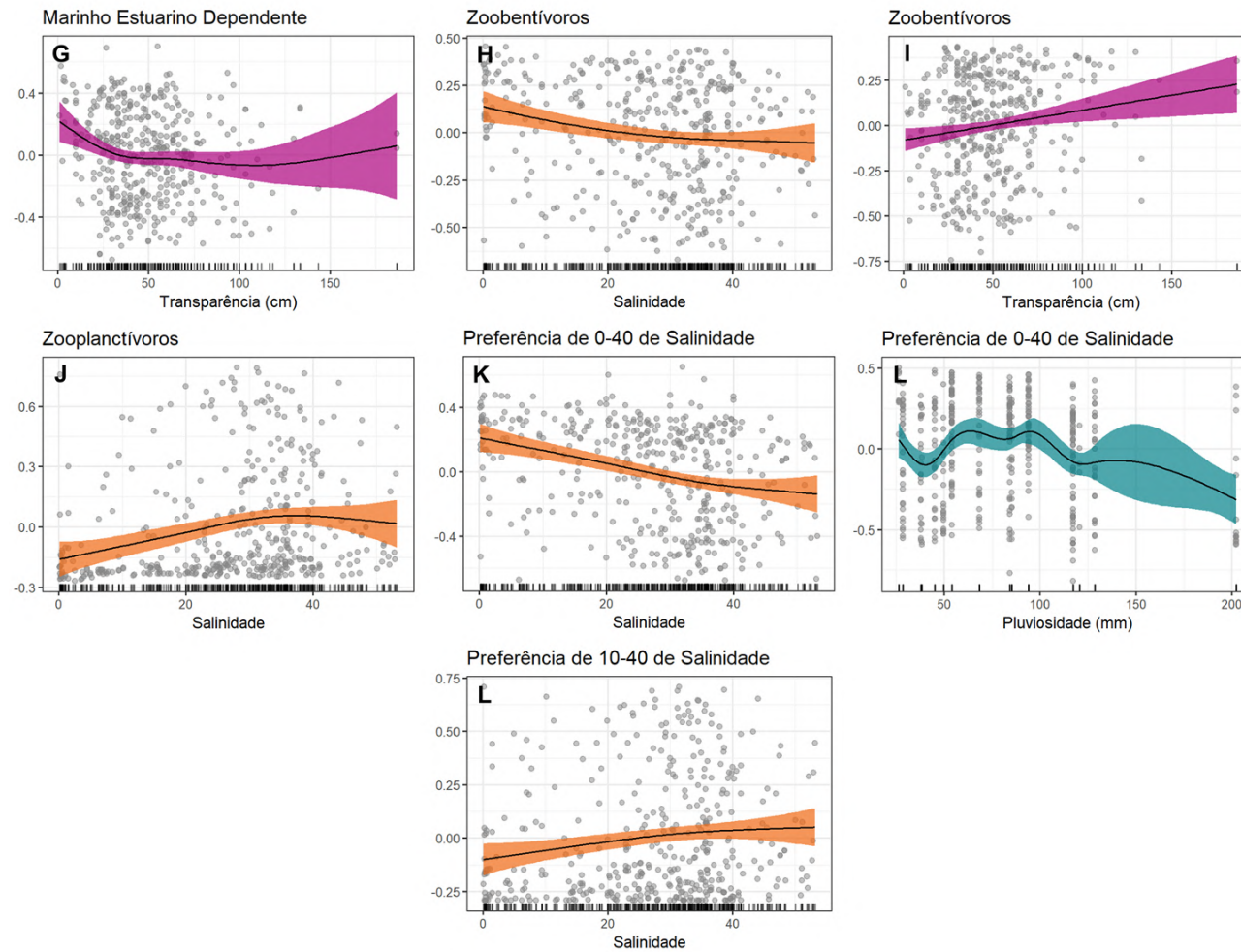




Figura 18. (Continuação)



Fonte: Elaborada pelo autor, 2022.

**Figura 19.** Modelos aditivos generalizados dos traços dominantes calculados utilizando os dados de biomassa na análise da CWM e as variáveis significativas no estuário do rio Mamanguape durante os anos de 2011 a 2019. Área sombreada indica intervalo de confiança de 95%.

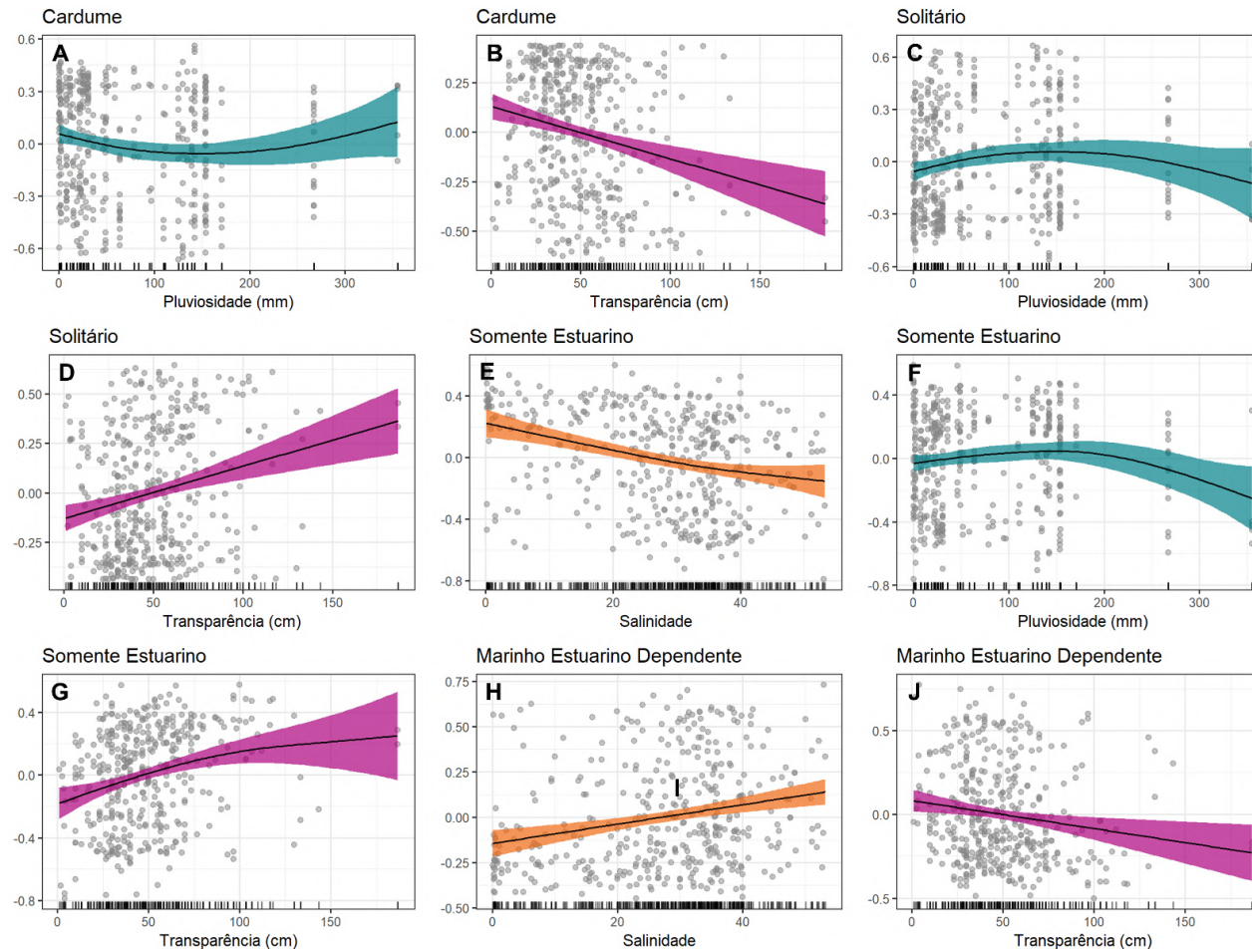
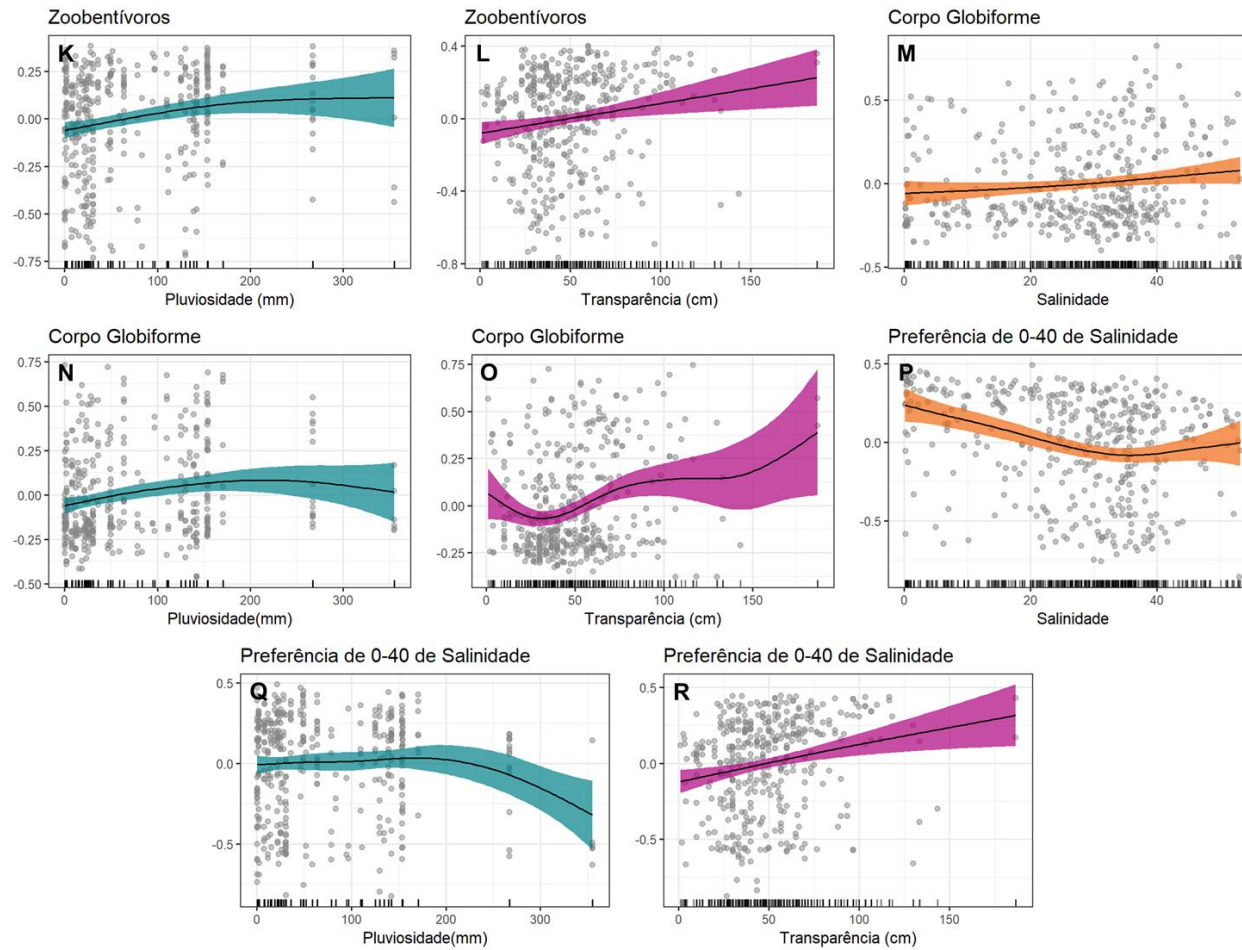


Figura 19. (Continuação)



Fonte: Elaborada pelo autor, 2022.

**Tabela 6.** Variáveis ambientais selecionadas pelo modelo aditivo generalizado (GAM). Variáveis ambientais destacadas em negritos significam que foram escolhidas dentro do modelo global da GAM. Valores ponderados do critério de informação de Akaike corrigidos (AICc) estão sobrescrito entre parênteses. Significância das variáveis:  $p < 0,01 = *$ ,  $p < 0,001 = **$ , e  $p < 0,0001 = ***$ .

			Melhor modelo ajustado	R <sup>2</sup>	df	%Desvio	AICc
Abundância	Diversidade Funcional	Riqueza funcional	<b>Salinidade</b> <sup>(1,00***)</sup> +Transparência <sup>(0,26)</sup> + <b>Pluviosidade</b> <sup>(1,00***)</sup>	0,16	12	18,20%	-176,8
		Divergência funcional	<b>Salinidade</b> <sup>(1,00***)</sup> +Transparência <sup>(0,30)</sup> + <b>Pluviosidade</b> <sup>(0,75)</sup>	0,05	5	6,09%	41,4
		Uniformidade funcional	<b>Salinidade</b> <sup>(1,00***)</sup> +Transparência <sup>(0,18)</sup> +Pluviosidade <sup>(0,23)</sup>	0,03	3	3,16%	-307
Traços Funcionais		<b>Associação</b>					
		Formadores de cardumes	<b>Salinidade</b> <sup>(0,56)</sup> +Transparência <sup>(0,24)</sup> + <b>Pluviosidade</b> <sup>(1,00***)</sup>	0,16	14	18,10%	-22,8
		Solitários	<b>Salinidade</b> <sup>(0,56)</sup> +Transparência <sup>(0,24)</sup> + <b>Pluviosidade</b> <sup>(1,00***)</sup>	0,16	14	18,10%	-22,8
		<b>Guilda Ecológica</b>					
		Somente Estuarinos	<b>Salinidade</b> <sup>(1,00***)</sup> + <b>Transparência</b> <sup>(1,00***)</sup> + <b>Pluviosidade</b> <sup>(0,92*)</sup>	0,14	8	15%	153,4
		Marinhos Estuarinos Dependentes	<b>Salinidade</b> <sup>(1,00***)</sup> + <b>Transparência</b> <sup>(0,96*)</sup> + <b>Pluviosidade</b> <sup>(0,58)</sup>	0,09	8	10,80%	148,9
		<b>Guilda Trófica</b>					
		Zoobentívoros	<b>Salinidade</b> <sup>(0,98**)</sup> + <b>Transparência</b> <sup>(0,94**)</sup> +Pluviosidade <sup>(0,29)</sup>	0,03	5	3,86%	134,3
		Zooplactívoros	<b>Salinidade</b> <sup>(1,00***)</sup> + <b>Transparência</b> <sup>(0,60)</sup> +Pluviosidade <sup>(0,34)</sup>	0,05	6	5,62%	115,6
		<b>Formato do Corpo</b>					
		Fusiformes	Salinidade <sup>(0,25)</sup> +Transparência <sup>(0,29)</sup> +Pluviosidade <sup>(0,44)</sup>	0	2	0%	183
		Compressiformes	<b>Salinidade</b> <sup>(1,00***)</sup> +Transparência <sup>(0,61)</sup> + <b>Pluviosidade</b> <sup>(0,99**)</sup>	0,09	10	11%	42,6

Tabela 6. (Continuação)

		<b>Tolerância de Salinidade</b>					
		0-40	<b>Salinidade</b> <sup>(1,00***)</sup> + <b>Transparência</b> + <b>Pluviosidade</b> <sup>(1,00***)</sup>	0,16	12	17,80%	198,6
		10-40	<b>Salinidade</b> <sup>(0,97**)</sup> + <b>Transparência</b> <sup>(0,41)</sup> + <b>Pluviosidade</b> <sup>(0,30)</sup>	0,02	4	2,46	143
Biomassa	Diversidade Funcional	Riqueza funcional	<b>Salinidade</b> <sup>(1,00***)</sup> + <b>Transparência</b> <sup>(0,23)</sup> + <b>Pluviosidade</b> <sup>(0,44)</sup>	0,05	3	5,71%	-138,1
		Divergência funcional	<b>Salinidade</b> <sup>(1,00***)</sup> + <b>Transparência</b> <sup>(0,28)</sup> + <b>Pluviosidade</b> <sup>(0,31)</sup>	0,04	3	4,56%	-16,09
		Uniformidade funcional	<b>Salinidade</b> <sup>(0,62)</sup> + <b>Transparência</b> <sup>(0,26)</sup> + <b>Pluviosidade</b> <sup>(0,29)</sup>	0,004	3	0,65%	-200,8
	Traços Funcionais	<b>Associação</b>					
		Formadores de cardumes	<b>Salinidade</b> <sup>(0,29)</sup> + <b>Transparência</b> <sup>(1,00***)</sup> + <b>Pluviosidade</b> <sup>(0,75*)</sup>	0,05	5	6,26%	220
		Solitários	<b>Salinidade</b> <sup>(0,29)</sup> + <b>Transparência</b> <sup>(1,00***)</sup> + <b>Pluviosidade</b> <sup>(0,75*)</sup>	0,05	5	6,26%	220
		<b>Guilda Ecológica</b>					
		Somente Estuarinos	<b>Salinidade</b> <sup>(1,00***)</sup> + <b>Transparência</b> <sup>(1,00***)</sup> + <b>Pluviosidade</b> <sup>(0,92*)</sup>	0,11	9	12,50%	201,4
		Marinhos Estuarinos Dependentes	<b>Salinidade</b> <sup>(1,00***)</sup> + <b>Transparência</b> <sup>(0,92**)</sup> + <b>Pluviosidade</b> <sup>(0,56)</sup>	0,05	6	6,30%	163
<b>Guilda Trófica</b>							
Zoobentívoros		<b>Salinidade</b> <sup>(0,76)</sup> + <b>Transparência</b> <sup>(0,97**)</sup> + <b>Pluviosidade</b> <sup>(0,99**)</sup>	0,06	8	7,38%	99,9	
<b>Formato do Corpo</b>							
Fusifformes	<b>Salinidade</b> <sup>(0,29)</sup> + <b>Transparência</b> <sup>(0,27)</sup> + <b>Pluviosidade</b> <sup>(0,26)</sup>	0	2	0%	169,5		
Compressiformes	<b>Salinidade</b> <sup>(0,26)</sup> + <b>Transparência</b> <sup>(0,29)</sup> + <b>Pluviosidade</b> <sup>(0,27)</sup>	0	2	0,00%	169,5		
Globiformes	<b>Salinidade</b> <sup>(0,44)</sup> + <b>Transparência</b> <sup>(1,00***)</sup> + <b>Pluviosidade</b> <sup>(1,00**)</sup>	0,11	11	12,50%	83,5		

**Tabela 6.** (Continuação)

<b>Tolerância de Salinidade</b>					
0-40	<b>Salinidade</b> <sup>(1,00***)</sup> + <b>Transparência</b> <sup>(1,00***)</sup> + <b>Pluviosidade</b> <sup>(0,92*)</sup>	0,11	10	12,50%	218,3
10-40	<b>Salinidade</b> <sup>(0,61)</sup> + <b>Transparência</b> <sup>(0,43)</sup> + <b>Pluviosidade</b> <sup>(0,68)</sup>	0,02	6	2,99%	100,9

## 5.4 DISCUSSÃO

A diversidade funcional de peixes estuarinos tem sido amplamente estudada como ferramenta para elucidar os processos de filtragem ambiental e similaridade limitante (MOUILLOT *et al.*, 2013), assim como as mudanças nas condições hidrológicas causadas pela antropização e pelos eventos climáticos a longo prazo (VILLÉGER *et al.*, 2010; BAPTISTA *et al.*, 2015; TEIRCHET *et al.*, 2018; HENDERSON *et al.*, 2020). Para nosso estudo, os resultados indicaram que houve flutuação da diversidade funcional ao longo dos anos. Essa flutuação foi relacionada com a dinâmica na composição dos traços funcionais dominantes, os quais foram influenciados pela variação da salinidade e pluviosidade. Portanto, a nossa hipótese que as mudanças na diversidade funcional foram influenciadas pela diminuição da pluviosidade ao longo da bacia do rio Mamanguape foi corroborada, porém ocorreu um aumento da divergência funcional com o aumento da influência marinha no estuário. Apesar de não ter sido possível observar um padrão bem definido da riqueza, divergência e uniformidade funcional ao longo dos anos baseado nas variáveis preditoras, há uma variação temporal influenciada por mudanças da precipitação média em cada ano. Por exemplo, temporalmente os índices funcionais exibiram padrões opostos da riqueza funcional à divergência e uniformidade funcional: quando os valores de riqueza funcional decaem, a divergência e uniformidade funcional tendem a aumentar em 2011, 2013 e 2019; em oposição, o crescimento da riqueza funcional nos outros anos é seguido pelo decréscimo da divergência e uniformidade funcional. Segundo os modelos da GAM, as variáveis salinidade e pluviosidade foram os preditores mais importantes dos índices funcionais. No caso da transparência, este preditor foi mais importante para os traços funcionais individualmente.

A variação da salinidade e da transparência ao longo do tempo foi observada em nosso estudo, em especial com referência aos valores máximos, o que indica um processo de marinização, principalmente na parte inferior do estuário. Esses valores máximos foram registrados principalmente no período de seca da região, quando há menores valores de precipitação em toda a bacia hidrográfica, e uma menor vazão de água doce que chega ao estuário. Como consequência, há o aumento da intrusão marinha no estuário, tornando-se vantajoso a sua utilização pelas espécies marinhas com diferentes traços funcionais, o que permitiu ampliar a utilização do estuário por mais tempo e em outras áreas mais a montante. Portanto, estas condições favoreceram que os recursos fossem

explorados de diversas maneiras, e conseqüentemente, levando a diferenciação de nicho. Esse padrão dos índices funcionais já havia sido descrito por da Silva e Fabré (2019), que indicaram que o aumento da influência marinha aumentou a riqueza funcional, com algumas espécies apresentando diferenciação de nicho, além da maior contribuição na redundância funcional. Dolbeth *et al.* (2016a) observaram que a riqueza funcional foi menor nas áreas menos salinas desse estuário, indicando que os recursos são utilizados de modo similar nesta região por causa da filtragem ambiental.

Quando analisada a variável pluviosidade, observamos que a riqueza funcional foi menor com os menores e maiores de valores dessa variável, enquanto o espaço funcional foi mais bem preenchido pelas espécies quando os valores intermediários de pluviosidade foram observados. O declínio da riqueza funcional, nesse caso, foi associado como uma barreira fisiológica gerada pelo maior volume de água que chega no estuário, o que limitou a ocorrência de espécies que poderiam contribuir para o espaço funcional (MOUILLOT *et al.*, 2013). Outra vertente, é que esse resultado pode ser reflexo no processo de recrutamento, onde maiores valores de pluviosidade impõem intensamente pressão de filtragem ambiental através do aumento da mortalidade de ovos e larvas (SHOJI *et al.*, 2006). Há ainda autores que sugerem que a maior descarga de água doce durante o período de chuvas, ocasiona o aumento da vazão do rio e, conseqüentemente, arrastam os ovos e larvas para fora do estuário (CLARK *et al.*, 2015; PASSOS *et al.*, 2016). Por outro lado, A diminuição da pluviosidade também teve um impacto negativo para riqueza funcional, provavelmente, devido a redução da pluma estuarina que influencia no recrutamento e na disponibilidade de recurso (WHITFIELD, 2021). Portanto, estas evidências corroboram com a hipótese da filtragem ambiental, porque a redução do espaço funcional indica que as espécies compartilham traços semelhantes para lidar com as condições ambientais severas ou adversas (CORNWELL *et al.*, 2006; MOUCHET *et al.*, 2010).

Por outro lado, os valores intermediários da pluviosidade podem ter promovido o transporte de material alóctone para o estuário, elevando a quantidade de recursos alimentar (WHITFIELD, 2021). Devido a isto, esta condição pode ter favorecido ou aumento do espaço funcional e, conseqüentemente, o aumento da abundância de espécies com maior diferenciação de nicho. O aumento da divergência funcional significa que a diversidade funcional é influenciada pela quantidade e variedade dos recursos disponíveis (MINDEL *et al.*, 2018). Neste sentido, a maior disponibilidade de recursos no estuário



para os anos de 2011, 2013 e 2019 preveniu a interação competitiva entre as espécies. Esta conclusão é consistente com a hipótese da similaridade limitante (MacARTHUR; LEVINS, 1967). A divergência funcional indica a proporção da biomassa ou abundância numérica sustentada pelas espécies com os traços extremos no espaço funcional (VERÍSSIMO *et al.*, 2017). Assim, os maiores valores de divergência funcional indicam que está ocorrendo a partição de nicho direcionado pelos seus traços funcionais, ou seja, que o recurso está sendo utilizado de modo complementar (MASON *et al.*, 2005; MOUILLOT *et al.*, 2013). Complementariedade dos recursos utilizados entre organismos coexistentes em um dado local pode acontecer através do uso de diferentes recursos ou pela exploração do mesmo recurso de diferentes maneiras (DÍAZ; CABIDO, 2001). Por outro lado, diminuição da divergência funcional e uniformidade funcional implicam que houve dominância de poucas espécies com traços similares, aumentando a oportunidade de competição interespecífica. A uniformidade funcional é interpretada como a distribuição da abundância ou biomassa da comunidade em um espaço de nicho, no qual permite uma utilização efetiva de toda a extensão do recurso disponível (MASON *et al.*, 2005).

A variação temporal da divergência funcional em nosso estudo foi correlacionada positivamente com os seguintes traços funcionais dominantes: peixes de hábito zooplantívoros, guilda estuarino marinho dependente e peixes solitários. Por outro lado, o aumento dos traços do hábito zoobentívoro, peixes da guilda somente estuarino e peixes formadores de cardume, coincidiram com menor valor de divergência funcional. Os traços que influenciaram o aumento da divergência funcional podem ter sido responsáveis pela similaridade limitante observada, ao passo que, os traços que influenciaram negativamente a divergência funcional foram responsáveis pelo aumento da similaridade na utilização do recurso, ou seja, maior sobreposição de nicho. A maioria das espécies que dispõe desses traços responsáveis pelo aumento da divergência são larvas e pequenos juvenis que são os principais consumidores do zooplâncton representados por peixes com hábito filtrador (RISSIK; SUTHERS, 1996; MACÁRIO *et al.*, 2021), como os representantes de Engraulidae e o Clupeidae. Trabalhos anteriores realizados nesse estuário já documentaram a grande abundância dessas espécies que utilizam essa área como berçário (SILVA; BAETA; PESSANHA, 2018; LIMA; BADÚ; PESSANHA, 2020). Todavia, o hábito zooplantívoro é observado em outros peixes não filtradores que consomem o zooplâncton durante o início do ciclo de vida, mas que mudam sua dieta ao

longo do desenvolvimento ontogenético. Por exemplo, os juvenis *Eugerres brasilianus* se alimentam do zooplâncton (ARAÚJO; DANTAS; PESSANHA, 2016), mas mudam para presas bentônicas na medida que estão desenvolvendo (RAMOS *et al.*, 2014). A preferência por presas zooplanctônicas nos estágios iniciais pelos juvenis é associada com alto conteúdo de proteína e ácido graxo, o que favorece o crescimento rápido em função da alta ingestão dessas presas (WANG *et al.*, 2014).

A dependência dos ecossistemas estuarinos para a estágios iniciais do ciclo de vida dos peixes foi registrada para diversas espécies, e a utilização obrigatória (marinho estuarino dependente) dessas áreas é um indicativo para avaliar a importância das áreas de berçários estuarinos (NELSON *et al.*, 2021). Espécies marinhas estuarinas dependentes têm marcado na sua história de vida a necessidade pelos habitats estuarinos e são, portanto, na maioria das vezes, ausentes do ambiente costeiro onde habitam quando adultos (POTTER *et al.*, 2015). Portanto, a grande associação da média ponderada dessa guilda ao aumento da divergência funcional, deve-se a grande contribuição da abundância e número de espécies, que aumentou a diferenciação de nicho para as assembleias de peixes neste estuário. Além disso, muitas dessas espécies são fisiologicamente adaptadas a tolerar uma ampla variação da salinidade espacialmente ou temporalmente (KISTEN *et al.*, 2019; WHITFIELD, 2019). Como observado para nossos resultados, a divergência funcional também foi relacionada as espécies que apresentam uma tolerância de salinidade de 10 a 40. Marinhos estuarinos dependente são capazes de tolerar esta ampla variação de salinidade (espécies eurihalinas), porém larvas e juvenis têm preferência para se desenvolvem em condições mesohalinas (8 a 20) (BOEUF; PAYAN, 2001; ABLE, 2005; WILLIAMS *et al.*, 2012). Nessa faixa de salinidade nos estuários, geralmente compreende a zona de mistura, e que recebe um suprimento adequado de água doce (STRYDOM *et al.*, 2015), que reduz a demanda energética para osmorregulação e aumento da produtividade em função da pluma de sedimento e menor transparência que reduz as taxas de mortalidades pela predação (ISLAM *et al.*, 2006; STRYDOM *et al.*, 2015).

A diminuição da divergência funcional associada ao aumento de peixes formadores de cardume deve-se à similaridade na utilização de recursos, aumentando a sobreposição nicho. Este grupo é caracterizado por espécies que possuem a forma do corpo que confere maior manobrabilidade na coluna d'água e olhos adaptados para detectar suas presas com baixa luminosidade em águas turbidas (UYAN *et al.*, 2006; OHATA *et*

*al.*, 2014). Esta conclusão é corroborada pelos resultados da GAM, o qual indicou que abundância dos formadores de cardume aumentou conforme a transparência da água diminuiu, principalmente no ano de 2011. A turbidez é maior quando ocorre o aumento de água doce que expande a pluma de sedimento para estuário (MENDES *et al.*, 2014). A chegada de material alóctone também aumenta a disponibilidade de alimentos (HAJISAME; IBRAHIM, 2008). Neste estudo, os peixes formadores de cardumes compreenderam 96 das 179 espécies capturadas (53,63%). Dentre as mais representativas, estão juvenis de *Atherinella brasiliensis*, das famílias Gerreidae e Engraulidae, que também foram anteriormente registradas como espécies dominantes por Lima, Badú, Pessanha (2020) e Pessanha *et al.* (2021). A preferência por águas túrbidas ocorre porque este tipo condição funciona como refúgios contra predadores piscívoros que dependem da acuidade visual para garantir sua eficiência alimentar (WHITFIELD, 2021). Adicionalmente, peixes solitários aumentaram a divergência funcional, com uma clara tendência de aumento determinada a maior transparência, o qual pode estar relacionado com a presença dos predadores piscívoros *Gymnothorax funebris*, *G. ocellatus*, *Myricthys ocellatus*, *Rypticus randalli* e *Scorpaena plumieri* em águas claras no ano de 2016, reforçando, assim, esta evidência.

Os melhores modelos ajustados da GAM demonstraram que salinidade, pluviosidade e transparência foram preditores dos diferentes traços das assembleias de peixes no estuário. Por exemplo, salinidade influenciou positivamente os peixes marinhos estuarinos dependentes e zooplactívoros ao longo dos anos. O aumento da transparência influenciou positivamente os peixes solitários e globiformes e negativamente os marinhos estuarinos dependentes e formadores de cardumes. A influência positiva da salinidade com o aumento dos zooplactívoros foi ocasionado pela maior disponibilidade das presas (MACÁRIO *et al.*, 2021). Alguns organismos do zooplâncton aumentam a abundância durante o período de maior salinidade, pois este está associado ao período de reprodução de algumas espécies, o que também é associado ao aumento da produtividade primária (CAVALCANTI *et al.*, 2008). Portanto, maior disponibilidade de presas zooplactônicas torna-se atrativo para os peixes filtradores. Por exemplo, *Rhinosardinia bahiensis* é uma espécie zooplactívora abundante nesse estuário, e que tem pico de recrutamento sincronizada com o aumento da disponibilidade de suas presas do zooplâncton (CLARK *et al.*, 2015).

Em oposição, a diminuição da salinidade ocasionado pelo aumento das chuvas influenciou positivamente os peixes zoobentívoros ao longo dos anos. A pluviosidade anual pode ter favorecido a vazão de água doce que por sua vez, teve um efeito positivo para abundância de invertebrados bentônicos de origem de água doce no estuário (MEDEIROS *et al.*, 2021) e conseqüentemente, influenciando a abundância dos peixes zoobentívoros. Em contrapartida, segundo Medeiros *et al.* (2021) no período de seco em função das mudanças ambientais relacionadas a descarga de água doce, muito invertebrados desaparecem devido a filtragem ambiental que provoca mortalidade pelo estresse osmorregulatório provocado pelo aumento da salinidade. Em outra perspectiva, peixes zoobentívoros residentes estuarinos, que são eurihalinos, que podem tolerar a diminuição de salinidade, como os bagres *Cathorops arenatus*, *C. spixii*, *C. agassizii*, *Sciades herbergii* e *S. couma* podem ter contribuído para o aumento da abundância dessa guilda em resposta a diminuição da salinidade. Os peixes globiformes, como os baiacus *Sphoeroides testudineus* e *S. greeleyi*, foram relacionados ao aumento da transparência devido a sua preferência por habitats lamosos, como camboas, planície lamosas e banco de fanerógamas situados próximos a boca do estuário, onde se encontram sua principal presa *Anomalocardia flexuosa* (XAVIER *et al.*, 2012; CAMPOS *et al.*, 2015; SILVA; BAETA; PESSANHA, 2018). Este bivalve tem preferência por estes habitats devido a maior salinidade onde se situam. Portanto, este resultado também corrobora a relação da diminuição dos peixes globiformes com o aumento da pluviosidade. Principalmente, porque a pluviosidade aumenta as taxas de mortalidade deste bivalve, uma vez que este organismo não tolera a rápida diminuição da salinidade (MAIA *et al.*, 2017).

Por fim, nossos resultados destacaram a importância dos ciclos anuais de precipitação mediando as variações das condições estuarinas e, por conseguinte, o padrão de utilização pelas espécies de peixes, baseado em seus traços funcionais. Diferenças interanuais da riqueza e divergência funcional puderam nos fornecer a compreensão da contribuição das regras de montagens para estabelecimento das espécies e de como os traços funcionais contribuíram para resiliência deste estuário o qual pode impactar o funcionamento desse ecossistema. Sugerimos que possíveis mudanças na precipitação anual ou no fluxo do rio podem induzir significativa alteração na estrutura funcional deste estuário, e conseqüentemente, no funcionamento e no fornecimento de serviços deste ecossistema tropical, que tem forte influência de sua bacia de drenagem do semiárido.

## 6 CONCLUSÕES

Os estuários dos rios Mamanguape, Paraíba e Gramame estão localizados na mesma delimitação geográfica, mas são ambientes que diferem quanto a composição da paisagem e geomorfologia que, conseqüentemente, influenciam a heterogeneidade ambiental e a conectividade espacial. Principalmente a cobertura vegetal, largura da foz, o gradiente de salinidade, transparência, o tipo de substrato. A heterogeneidade ambiental entre os estuários selecionou as espécies dentro do mesmo *pool* regional que foram hábeis para se estabelecerem localmente. Do mesmo modo, a diferença da conectividade espacial determina o trânsito de espécies marinha para o estuário.

Assim, os padrões de metacomunidades surgiram então da contribuição da filtragem ambiental e a distância entre os habitats que foi determinante para a dispersão das espécies. A dispersão permitiu que as espécies de peixes pudessem rastrear as condições requeridas para o seu estabelecimento e a filtragem ambiental limitou sua ocorrência nos habitats estuarinos. A filtragem ambiental ocorreu devido a diferentes capacidades osmorregulatória das espécies, disponibilidade de recurso alimentar, refúgio e resistência as perturbações antrópicas. Nesta perspectiva, os estuários com a foz maior favoreceram uma estrutura aninhada em função da maior dispersão de espécies marinhas para o estuário e o gradiente de salinidade e a eutrofização limitou sua distribuição devido as diferenças fisiológicas, este último no estuário do Paraíba. No caso do estuário com a menor foz, a estrutura Clementsiana foi favorecida pela conectividade restrita e a maior filtragem ambiental que levou a substituição em conjunto das espécies em função do tipo de substrato, o qual está relacionado principalmente ao tipo de alimento disponível.

Embora a filtragem ambiental tenha promovido variabilidade na composição de espécies nos estuários, os padrões de diversidade funcional e filogenética indicam que as assembleias de peixes utilizam os estuários de maneiras semelhantes. Assim, a cobertura vegetal, salinidade e concentração de nutriente limitou a interação de espécies redundantes ao longo do estuário. Além disso, o sinal filogenético das espécies foi influenciado pelo nível de filtragem ambiental e conectividade espacial dos estuários. A filtragem ambiental e a conectividade restrita no estuário do rio Gramame levou as assembleias de peixes serem formadas por espécies funcionalmente mais semelhantes pela sua proximidade filogenética. Por outro lado, os demais estuários que apresentaram maior conectividade permitiram a dispersão de espécies filogeneticamente distantes.

A estrutura funcional ao longo dos anos no estuário do rio Mamanguape demonstrou que o padrão de uso do estuário muda em função da variabilidade da salinidade e transparência, influenciada pelo regime pluviométrico. A tendência observada de aumento da divergência funcional, decorrente do aumento de espécies marinhas ao longo dos anos foi influenciada pela marinização do estuário que ocorreu nos períodos menos chuvosos na bacia e de menor vazão do rio para o estuário. Como consequência a intrusão marinha criou condições adequadas para que estes grupos pudessem utilizar o estuário por mais tempo. Assim, os traços funcionais dessas espécies podem ter aumentado a diferenciação de nicho no estuário, demonstrando que as espécies podem ter explorado os recursos de diversas maneiras ou que há utilização de diferentes de recursos, promovendo a coexistência.

Por fim, essa associação dos estudos de metacomunidades com os padrões espaço-temporal da diversidade taxonômica, funcional e filogenética enfatiza a importância das regras de montagem para a ocorrência das assembleias de peixes nos estuários. Estas abordagens forneceram um panorama mais amplo para compreensão do estabelecimento destas assembleias baseado na distribuição, identidade, traços funcionais e relações filogenética e como as condições estuarinas, que definem estes padrões, podem ser determinantes para a estabilidade desse ecossistema. Nesta perspectiva, estes estudos fornecem conhecimentos os quais podem ser utilizados para tomadas de decisão, para definição de áreas de conservação e gestão dos recursos naturais, tendo como base a conservação dos processos ecológicos para as assembleias de peixes, os quais garantem a manutenção do funcionamento dos ecossistemas estuarinos.

## 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, p. 5–17, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.02.002>
- ABRANTES, K. G.; JOHNSTON, R.; CONNOLLY, R. M.; SHEAVES M. Importance of mangrove carbon for aquatic food webs in wet-dry tropical estuaries. **Estuaries and Coasts** v. 38, p. 383-399, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12237-014-9817-2>
- ACKERLY, D. Conservatism and diversification of plant functional traits: evolutionary rates versus phylogenetic signal. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America** v. 106, p. 19699–19706, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.090163510>
- AESA – AGÊNCIA EXECUTIVA DE GESTÃO DAS ÁGUAS DO ESTADUAL DA PARAÍBA. Proposta de instituição do Comitê da Bacia Hidrográfica do rio Paraíba, conforme resolução nº 1, de 31 de agosto de 2003, do Conselho Estadual de Recursos Hídricos do estado da Paraíba. 2004a, Disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br/>
- AESA – AGÊNCIA EXECUTIVA DE GESTÃO DAS ÁGUAS DO ESTADUAL DA PARAÍBA. Proposta de instituição do Comitê das Bacias Hidrográficas do Litoral Sul, conforme resolução nº 1, de 31 de agosto de 2003, do Conselho Estadual de Recursos Hídricos do estado da Paraíba. 2004b, Disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br/>
- AESA – Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (2021) Climatologia da precipitação anual acumulada (mm) – ano 2019. Disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/meteorologia-chuvas/>
- AMORIM, E.; RAMOS, S.; ELLIOT, M.; BORDALO, A. A. Immigration and early life stages recruitment of the European flounder (*Platichthys flesus*) to an estuarine nursery: The influence of environmental factor. **Journal of Sea Research** v. 107, p. 56-66, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.seares.2015.07.005>
- AMEZCUA, F.; RAMIREZ, M.; FLORES-VERDUGO, F. Classification and comparison of five estuaries in the southeast Gulf of California based on environmental variables and fish assemblages. **Bulletin of Marine Science** v. 95, p. 139-159, 2019. DOI: <https://doi.org/10.5343/bms.2018.0018>
- ÁLVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map of Brazil. **Meteorologische Zeitschrift** v. 22, p. 711-728, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- ALVES, R. R. N.; NISHIDA, A. K. Aspectos socioeconômicos e percepção ambiental dos catadores de caranguejo-uçá *Ucides cordatus cordatus* (L. 1763) (Decapoda, Brachyura) do estuário do rio Mamanguape, Nordeste do Brasil. **Interciência** v. 28, p. 36-43, 2003.
- ALVES, R. R. N.; NISHIDA, A. K.; HERNÁNDEZ, M. I. M. Environmental perception of gatherers of the crab, “caranguejo-uçá” (*Ucides cordatus*, Decapoda,

Brachyura) affecting their collection attitudes. **Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine** v. 1, 1-8, 2005.

ALVES, V. E. N.; PATRÍCIO, J.; DOLBETH, M.; PESSANHA, A.; PALMA, A. R. T.; DANTAS, E. W.; VENDEL, A. L. Do different degrees of human impact affect the diet of *Atherinella brasiliensis* (Brazilian silverside) in two Brazilian estuaries? **Journal of Fish Biology** v. 89, p. 1239-1257, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/jfb.13023>

ALVES, A. T.; PETSCH, D. K.; BARROS, F. Drivers of benthic metacommunity structure along tropical estuaries. **Nature** v. 10, p. 1739, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-020-58631-1>

ANDERSON, M. J.; TER BRAAK, C. J. F. Permutation test for multi-factorial analysis of variance. **Journal of Statistical Computation and Simulation** v. 73, p. 85-113, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1080/00949650215733>

ARAÚJO, A. L. F.; DANTAS, R. P.; PESSANHA, A. L. M. Feeding ecology of three juvenile mojarras (Gerreidae) in a tropical estuary of northeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology** v. 14, p. e150039, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20150039>

ARAÚJO, F. G.; AZEVEDO, M. C. C.; GUEDES, A. P. P. Inter-decadal changes in fish communities of a tropical bay in southeastern Brazil. **Regional Studies in Marine Science** v. 3, p. 107-118, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2015.06.001>

ARAÚJO, P. R. V.; COSTA, S. Y. L.; DUARTE, M. R. N.; PESSANHA, A. L. M. Feeding and spatial distribution of two estuarine puffer fish in a tropical estuary, northeastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom** v. 98, p. 581-588, 2018. <https://doi.org/10.1017/S0025315416001454>

ARBIZU, P. M. pairwiseAdonis: Pairwise Multilevel Comparison using Adonis. R package version 0.4, 2020. Disponível em: <https://github.com/pmartinezarbizu/pairwiseAdonis>.

ARÉVALO-FRIAS, W.; MENDOZA-CARRANZA, M. Influence of temporal and spatial factors on abundance and richness of fish early stages in shallow tropical estuaries. **Environmental of Biology of fish** v. 98, p. 891-904, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10641-014-0324-x>

AZEVEDO, M. C. C.; GOMES-GONÇALVES, R. S.; MATTOS, T. M.; UEHARA, W.; GUEDES, G. H. S.; ARAÚJO, F. G. Taxonomic and functional distinctness of the fish assemblages in three coastal environments (bays, coastal lagoons and oceanic beaches) in Southeastern Brazil. **Marine Environmental Research** v. 129, p. 180-188, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.05.007>

BAPTISTA, J.; MARTINHO, F.; NYITRAI, D.; PARDALA, M. A.; DOLBETH, M. Long-term functional changes in an estuarine fish assemblage. **Marine Pollution Bulletin** v. 97, n. 1-2, p. 125-134, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.06.025>



BARBIER, E. B.; HACKER, S. D.; KENNEDY, C.; KOCH, E. W.; STIER, A. C.; SILLMAN, B. R. The value of estuarine and coastal ecosystem services. **Ecology Monographs** v. 81, p. 169-193, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1890/10-1510.1>

BARLETTA, M.; DANTAS, D. V. Environmental gradients. In: Kennish, M. J. (Ed.), *Encyclopedia of Estuaries*, Springer, New Jersey, USA, p. 237-242, 2016. DOI: [https://doi.org/10.1007/978-94-017-8801-4\\_136](https://doi.org/10.1007/978-94-017-8801-4_136)

BARLETTA, M.; LIMA, R. A. Systematic review of fish ecology and anthropogenic impacts in South American estuaries: Setting priorities for ecosystem conservation. **Frontiers in Marine Science** v. 6, p 1-29, 2019. DOI: <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00237>

BARLETTA, M.; LIMA, A. R. A.; COSTA, M. F. Distribution, sources and consequences of nutrients, persistent organic pollutants, metals and microplastics in South American estuaries. **Science of the Total Environment** v. 651, p. 1199-1218, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.276>

BARTOÑ, K. MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.47.1, 2022. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/MuMIn/index.html>

BASELGA A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography** v. 19, p. 134–143, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x>.

BASTOS, R. F.; LIPPI, D. L.; GASPAR, A. L. B.; YOGUI, G. T.; FRÉDOU, T.; GARCIA, A. M.; FERREIRA, B. P. Ontogeny drives allochthonous trophic support of snappers: Seascape connectivity along the mangrove-seagrass-coral reef continuum of a tropical marine protected area. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** v. 264, p. 107591, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107591>

BECK, M.; HECK, K. L.; ABLE, K. W.; CHILDERS, D. L.; EGGLESTON, D. B.; GILLANDERS, B. M.; HALPERN, B.; HAYS, C. G.; HOSHINO, K.; MINELLO, T. J.; ORTH, R. J.; SHERIDAN, P. F.; WEINSTEIN, M. P. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. **Bio Science** v. 51 p. 633-641, 2001. DOI: [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0633:TICAMO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0633:TICAMO]2.0.CO;2)

BETANCUR-R, R.; WILEY, O. E.; ARRATIA, G.; ACERO, A.; BAILLY, N.; MIYA, M.; LECOINTRE, G.; ORTI, G. Phylogenetic classification of bony fishes. **BMC Evolutionary Biology** v. 17, p. 1-40, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1186/s12862-017-0958-3>

BLANCHET, F. G.; LEGENDRE, P.; BORCARD, D. Forward selection of explanatory variable. **Ecology** v. 89, p. 2623-2632, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1890/07-0986.1>

BLOMBERG, S. P.; GARLAND, T.; IVES, A. R. Testing for phylogenetic signal in comparative data: Behavioral traits are more labile. **Evolution** v. 57, p. 717–745, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.0014-3820.2003.tb00285.x>

BOEREMA, A.; MEIRE, P. Management for estuarine ecosystem services: A review. **Ecological Engineering** v. 98, p. 172-182, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.10.051>

BOEUF, G.; PAYAN, P. How should salinity influence fish growth? **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology**, v. 130, p. 411-423, 2001. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1532-0456\(01\)00268-X](https://doi.org/10.1016/S1532-0456(01)00268-X)

BOOMHOWER, J.; ROMERO, M.; POSADA, J.; KOBARA, S.; HEYMAN, W. Prediction and verification of possible reef-fish spawning aggregation sites in Los Roques Archipelago National Park, Venezuela. **Journal of Fish Biology** v. 77, p. 822-840, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2010.02704.x>

BORCARD, D.; LEGENDRE, P.; DRAPEAU, P. Partialling out the spatial component of ecological variation. **Ecology** v. 73, p. 1045-1055, 1992. DOI: <https://doi.org/10.2307/1940179>

BORCARD, D.; GILLET, F.; LEGENDRE, P. **Numerical Ecology with R** (2<sup>a</sup> ed). Springer International Publishing, 2018.

BRADLEY, M.; BAKER, R.; NAGELKERKEN, I.; SHEAVES, M. Context is more important than habitat type in determining use by juvenile fish. **Landscape Ecology** v. 34, p. 427-442, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00781-3>

BREITBURG, D. L.; ADAMACK, A.; ROSE, K. A.; KOLESAR, S. E.; DECKER, M. B.; PURCELL, J. E.; KEISTER, J. E.; COWAN JR., J. H. The pattern and influence of low dissolved oxygen in the Patuxent river, a seasonally hypoxic estuary. **Estuaries** v. 26, p. 280-297, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF02695967>

BROWN, B. L.; SWAN, C. M. Dendritic network structure constrains metacommunity properties in riverine ecosystems. **Journal of Animal Ecology** v. 79, p. 571-580, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2010.01668.x>

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. **Model selection and multimodel inference**. Springer, New York, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1007/b97636>

CADOTTE, M. W.; CARSCADDEN, K.; MIROTCNICK, N. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. **Journal of Applied Ecology** v. 48, p. 1079-1087, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02048.x>

CADOTTE, M.; ALBERT, C. H.; WALKER, S. C. The ecology of differences: assessing community assembly with trait and evolutionary distances. **Ecology Letters** v. 16, p. 1234-1244, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1111/ele.12161>

CADOTTE, M. W. Functional traits explain ecosystem function through opposing mechanisms. **Ecology Letters** v. 20, p. 989-996, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/ele.12796>

- CADOTTE, M. W.; CARBONI, M.; SI, X.; TATSUMI, S. Do traits and phylogeny support congruent community diversity patterns and assembly inferences? **Journal of Ecology** v. 107, p. 2065-2077, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13247>
- CAHOON, L. B.; NEARHOOF, J. E.; TILTON, C. L. Sediment grain size effect on benthic microalgal biomass in shallow aquatic ecosystems. **Estuaries** v. 22, p. 735-741, 1999. DOI: <https://doi.org/10.2307/1353106>
- CAMPOS, D. M. D. A. R.; SILVA, A. F. D.; SALES, N. D. S.; OLIVEIRA, R. E. M. C. C.; PESSANHA, A. L. M. Trophic relationships among fish assemblages in a mudflat within Brazilian marine protected area. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 63, n.2, p. 135-146, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1679-87592015091306302>
- CAVENDER-BARES, J.; KOZAK, K. H.; FINE, P. V. A.; KEMBEL, S. W. The merging of community ecology and phylogenetic biology. **Ecology Letters** v. 12, p. 693-715, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01314.x>
- CAVALCANTE, A. A. Temporary distribution of discharges and morphological changes at semiarid rivers: the Jaguaribe river in Ceará State, Brazil. **Revista do Departamento de Geografia** v. 35 p. 28-36, 2018. DOI: <https://doi.org/10.11606/rdg.v35i0.133598>
- CAVALCANTE, L. L.; DAGA, V. S.; BRAGA, R. R.; PADIAL, A. A. Functional homogenization in aquatic ecosystems: a review and framework proposal. **Hydrobiologia** p. 1-20, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04919-4>
- CAVALCANTI, E. A., H., NEUMANN-LEITÃO, S.; VIEIRA, D. A. N. Mezoplâncton do sistema estuarino de Barra das Jangadas, Pernambuco, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** v. 25, p. 436-444., 2008.
- CHANG, J.; RABOSKY, D. L.; SMITH, S. A.; ALFARO, M.E. An r package and online resource for macroevolutionary studies using the ray-finned fish tree of life. **Methods in Ecology and Evolution** v. 10, p. 1118-1124, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13182>
- CHASE, J. M.; KRAFT, N. J. B.; SMITH, K. G.; VELLEND, M.; INOUE, B. D. Using null models to disentangle variation in community dissimilarity from variation in  $\alpha$ -diversity. **Ecosphere** v. 2, p. 1-11, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1890/ES10-00117.1>
- CLARKE, K. R.; GORLEY, R. N. PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth, 2006.
- CLAUDINO, M. C.; PESSANHA, A. L. M.; ARAÚJO, F. G.; GARCIA, A. M. Trophic connectivity and basal food sources sustaining tropical aquatic consumers along a mangrove to ocean gradient. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** v. 165, p. 45-55, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2015.07.005>
- CLAVEL, J.; POULET, N.; PORCHER, E.; BLANCHET, S.; GRENOUILLET, G.; PAVOINE, S.; BITON, A.; SEON-MASSIN, N.; ARGILLIER, C.; DAUFRESNE, M.;

TEILLAC-DESCHAMPS, P.; JULLIARD, R. A new freshwater biodiversity indicator based on fish community assemblages. **PLoS ONE** v. 8, p. e80968, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0080968>

CLEMENTS, F. E. **Plant succession: an analysis of the development of vegetation.** Carnegie Institution of Washington, Washington, DC. 1916. DOI: <https://doi.org/10.5962/bhl.title.56234>

COSTA, A. C. P.; GARCIA, T. M.; PAIVA, B. P.; XIMENES NETO, A. R.; SOARES, M. O. Seagrass and rhodolith beds are importante seascapes for the development of fish eggs and larvae in tropical coastal areas. **Marine Environmental Research** v. 161, p. 105064, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105064>

CAMPOS, P. N.; CASTRO, M. S.; BONECKER, A. C. T. Occurrence and distribution of Carangidae larvae (Teleostei, Perciformes) from the Southwest Atlantic Ocean, Brazil (12-23°S). **Journal of Applied Ichthyology** v. 26: p. 920-924, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2010.01511.x>

CLARK, F. J. K.; PESSANHA, A. L. M. Diet and ontogenetic shift in habitat use by *Rhinosardinia bahiensis* in a tropical semi-arid estuary, north-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 95, p. 175-183, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0025315414000939>

CLOERN, J. E.; ABREU, P. C.; CARSTENSEN, J.; CHAUVAUD, L.; ELMGREN, R. GRALL, J.; GREENING, H.; JOHANSSON, J. O. R.; KAHRU, M.; SHERWOOD, E. T.; XU, J.; YIN, K. Human activities and climate variability drive fast-paced change across the world's estuarine-coastal ecosystems. **Research Review** v. 22, p. 513-529, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.13059>

CORNWELL, W. K.; SCHWILK, D. W.; ACKERLY, D. D. A trait-based test for habitat filtering: Convex hull volume. **Ecology** v. 87, p. 1465-1471, 2006. DOI: [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[1465:ATTFHF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[1465:ATTFHF]2.0.CO;2)

COTTENIE, K. Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. **Ecology Letters** v. 8, p. 1175-1182, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00820.x>

CRIST, T. O.; VEECH, J. A.; GERING, J. G.; SUMMERVILLE, K. S. Partitioning species diversity across landscapes and regions: A hierarchical analysis of  $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $\gamma$  diversity. **The American Naturalist** v. 162, p. 734-743, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1086/378901>

CRUZ, F. T. P.; COSTA, M. M. S. **Perspectivas para o desenvolvimento turístico: identificação da oferta turística na comunidade da barra do rio Mamanguape, PB.** Fórum Internacional de Turismo do Iguassu 1-19, 2014.

DALLAS, T. metacom: Analysis of the 'elements of metacommunity structure'. R package ver. 1.5.3, 2022. Disponível em: <https://cran.r-project.org/package=metacom>

DAVIES, T. J.; URBAN, M. C.; RAYFIELD, B.; CADOTTE, M. W.; PERES-NETO, P. Deconstructing the relationships between phylogenetic diversity and ecology: a case study on ecosystem functioning. **Ecology** v. 97, p. 2212-2222, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1002/ecy.1507>

DALE, P.; SHEAVES, M. Environmental gradients. In: Kennish, M. J. (Ed.), **Encyclopedia of Estuaries**, Springer, New Jersey, USA, p. 237-242, 2016. DOI: [https://doi.org/10.1007/978-94-017-8801-4\\_136](https://doi.org/10.1007/978-94-017-8801-4_136)

DANTAS, J. C.; SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. G. Drought impacts, social organization, and public policies in northeastern Brazil: a case study of the upper Paraíba river basin. **Environmental Monitoring and Assessment** v. 192, p. 1-21, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-020-8219-0>

DA SILVA, V. E. L.; FABRÉ, N. N. Rare species enhance niche differentiation among tropical estuarine fish species. **Estuaries and Coasts** v. 42, p. 890-899, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12237-019-00524-2>

DA SILVA, V. E. L.; DOLBETH, M.; FABRÉ, N. N. Assessing tropical coastal dynamics across habitats and seasons through different dimensions of fish diversity. **Marine Environmental Research** v. 171, p. 105458, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2021.105458>

DEBASTIANI, V. J.; DUARTE, L. S. Evolutionary models and phylogenetic signal assessment via Mantel test. **Evolutionary Biology** v. 44, p. 135-143, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11692-016-9396-1>

DEBASTIANI, V. J. SYNCOSA: Analysis of Functional and Phylogenetic Patterns in Metacommunities. R package version 1.3.4., 2020. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/SYNCSA/index.html>

DE BELLO, F.; LAVERGNE, S.; MEYNARD, C. N.; LEPŠ, J.; THUILLER, W. The partitioning of diversity: Showing Theseus a way out of the labyrinth. **Journal of Vegetation Science** v. 21, p. 992-1000, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/jvs.2010.21.issue-5>

DE BELLO, F. The quest for trait convergence and divergence in community assembly: are null-models the magic wand? **Global Ecology and Biogeography** v. 21, p. 312-317, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00682.x>

DE MIRANDA, L. B.; ANDUTTA, F. P.; KJERFVE, B.; DE CASTRO FILHO, B. M. **Fundamentals of estuarine physical oceanography**. 1 ed. Singapura: Springer, 2018. 480 p.

SOUZA, J. S.; DOS SANTOS, L. N. Resident species, not immigrants, drive reorganization of estuarine fish assemblages in response to warming. **Ecology** p. e3987, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1002/ecy.3987>

DIAMOND, J. M. Assembly of species communities. – In: Cody, M. L.; Diamond, J. D. eds, **Ecology and evolution of communities**. Harvard University Press, p. 342-444, 1975. DOI: <https://doi.org/10.2307/1936961>

DÍAZ, S.; CABIDO, M. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in Ecology & Evolution** v. 16, p. 646-655, 2001. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02283-2](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02283-2)

DOLBETH, M.; VENDEL, A. L.; PESSANHA, A.; PATRÍCIO, J. Functional diversity of fish communities in two tropical estuaries subjected to anthropogenic disturbance. **Marine Pollution Bulletin** v. 112, p. 244-254, 2016a. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.08.011>

DOLBETH, M.; VENDEL, A. L.; BAETA, A.; PESSANHA, A.; PATRÍCIO, J. Exploring ecosystem functioning in two Brazilian estuaries integrating fish diversity, species traits and food webs. **Marine Ecology Progress Series** v. 560, p. 41-55, 2016b. DOI: <https://doi.org/10.3354/meps11895>

DOLÉDEC, S.; CHESSEL, D.; TER BRAAK, C. J.; CHAMPELY, S. Matching species traits to environmental variables: a new three-table ordination method. **Environmental and Ecological Statistics** v. 3, p. 143–166, 1996. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF02427859>

DRAY, S.; LEGENDRE, P.; PERES-NETO, P. R. Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM). **Ecological modelling** v. 196, p. 483-493, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.02.015>

DRAY, S.; BAUMAN, D.; BLANCHET, G.; BORCARD, D.; CLAPPE, S.; GUENARD, G.; JOMBART, T.; LAROCQUE, G.; LEGENDRE, P.; MADI, N.; WAGNER, H. H. adespatial: Multivariate multiscale spatial analysis. R package ver 0.3-20, 2022. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=adespatial>.

DRAY, S.; DUFOUR, A. B.; THIOULOUSE, J. ade4 Analysis of Ecological Data: Exploratory and Euclidean Methods in Environmental Sciences. R package 1.7-20, 2022. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/ade4/index.html>

DUQUE, G.; GAMBOA-GARCÍA, D. E.; MOLINA, A.; COGUA, P. Effect of water quality variation on fish assemblages in an anthropogenically impacted tropical estuary, Colombian Pacific. **Environmental Science and Pollution Research** v. 27, p. 25740-25753, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08971-2>

EGBERT, M. E.; RULIFSON, R. A. Age and growth, reproductive biology, and histology in Atlantic needlefish (*Strongylura marina*) in a coastal freshwater lake. **Marine ; Freshwater Research** v. 68, p. 1325-1335, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1071/MF16211>

ELLIS, T.; HOWELL, B.R.; HUGHES, R.N. The cryptic responses of hatchery-reared sole to a natural sand substratum. **Journal of Fish Biology** v. 51, p. 389–401, 1997. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1997.tb01674.x>

ELLIOTT, M.; WHITFIELD, A. K.; POTTER, I. C.; BLABER, S. J.; CYRUS, D. P.; NORDLIE, F. G.; HARRISON, T. D. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. **Fish and Fisheries**, v. 8, p. 241-268, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1467-2679.2007.00253.x>

ELLIOTT, M.; HOUDE, E. D.; LAMBERTH, S. J.; LONDALE, J. A.; TWEEDLEY, J. R. Management of Fishes and Fisheries in Estuaries *In*: Whitfield, A. K.; ABLE, K. W.; BLABER, S. J. M.; ELLIOTT, M. **Fish and fisheries in estuaries – A global perspective**. Wiley Blackwell, 2022. p. 706-786. DOI: <https://doi.org/10.1002/9781119705345>

ERÖS, T.; TAKÁCS, P.; SPECZIÁR, A.; SCHEMERA, D.; SÁLY, P. Effect of landscape context on fish metacommunity structuring in stream networks. **Freshwater Biology** v. 62, p. 215-228, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/fwb.12857>

ESMAELLI, Y. S.; CORTE, G. N. CHECON, H. H.; BILATTO, C. G.; LEFCHECK, J.; AMARAL, A. C. Z.; TURRA, A. Revealing the drivers of taxonomic and functional diversity of nearshore fish assemblages: Implications for conservation priorities. **Diversity and Distributions** v. 28, p. 1597-1609, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1111/ddi.13453>

FAITH, D. P. Threatened species and the potential loss of phylogenetic diversity: conservation scenarios based on estimated extinction probabilities and phylogenetic risk analysis. **Conservation Biology** v. 22, n. 6, p. 1461-1470, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01068.x>

FERNANDES, I. M.; HENRIQUES-SILVA, R.; PENHA, J.; ZUANON, J.; PERES-NETO, P. R. Spatiotemporal dynamics in a seasonal metacommunity structure is predictable: the case of floodplain-fish communities. **Ecography** v. 37, p. 464-475, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00527.x>

FEYRER, F.; CLOERN, J.; BROWN, L.; FISH, M. A.; HIEB, K.; BAXTER, R. D. Estuarine fish communities respond to climate variability over both river and ocean basins. **Global Change Biology** v. 21, p. 3608-3619, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.12969>

FIGUEIREDO, G. G. A. A.; PESSANHA, A. L. M. Comparative study of trophic organization of juvenile fish assemblages of three tidal creeks in a tropical semi-arid estuary. **Journal of Fish Biology** v. 89, p. 680-695, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/jfb.12844>

FROESE, R.; PAULY, D. Editores, 2022. FishBase. Publicação eletrônica na World Wide Web. Disponível em: [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org)

GOODRIDGE GAINES, L. A.; HENDERSON, C. J.; MOSMAN, J. D.; OLDS, A. D.; BORLAND, H. P. GILBY, B. L. Seascape context matters more than habitat condition for fish assemblages in coastal ecosystems. **Oikos** v. 2022, p. e09337, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1111/oik.09337>

GÁSCON, S.; ARRANZ, I.; CAÑEDO-ARGUELLES, M.; NEBRA, A.; RUHÍ, A.; RIERADEVALL, M.; CAIOLA, N.; SALA, J.; IBÀÑEZ, C.; QUINTANA, X. D.; BOIX, D. Environmental filtering determines metacommunity structure in wetland microcrustaceans. **Oecologia** v. 181, p. 193-205, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00442-015-3540-y>

GLEASON, H. A. The individualistic concept of the plant association. **Bulletin of the Torrey Botanical Club** v. 53, p. 7-26, 1926. DOI: <https://doi.org/10.2307/2479933>

GILLANDERS, B. M.; ELSDON, T. S.; HALLIDAY, I. A.; JENKINS, G. P.; ROBINS, J. B.; VALESINI, F. J. Potential effects of climate change on Australian estuaries and fish utilising estuaries: a review. **Marine and Freshwater Research** v. 62, p. 1115-1131, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1071/MF11047>

GILLANDERS, B. M.; McMILLAN, M. N.; REIS-SANTOS, P.; BAUMGARTNER, L. J.; BROWN, L. R.; CONALLIN, J.; FEYRER, F.; HENRIQUES, S.; JAMES, N. C.; JAUREGUIZAR, A. J.; PESSANHA, A. L. M.; VASCONCELOS, R. P.; VU, A. V.; WALTHER, B.; WIBOWO, A. Climate change and fishes in estuaries. *In*: WHITFIELD, A. K.; ABLE, K. W.; BLABER, S. J. M.; ELLIOTT, M. **Fish and fisheries in estuaries – A global perspective**. Wiley Blackwell, 2022. p. 380-616. DOI: <https://doi.org/10.1002/9781119705345>

GÓMEZ, R.; ARCE, M. I.; BALDWIN, D. S.; DAHM. Water physicochemistry in intermittent rivers and ephemeral stream. *In*: DATRY, T.; BONADA, N.; BOULTON, A. **Intermittent rivers and ephemeral streams – Ecology and management**. Elsevier, 2017. p. 109-134. DOI: <https://doi.org/10.1016/C2015-0-00459-2>

GONZALEZ, J. G.; MÉNARD, F.; LE LOC'H, F.; ANDRADE, H. A.; VIANA, A. P.; FERREIRA, V.; FRÉDOU, F. L.; LIRA, A. S.; MUNARON, J. M.; FRÉDOU, T. Trophic resource partitioning of two snook fish species (Centropomidae) in tropical estuaries in Brazil as evidenced by stable isotope analysis. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** v. 226, p. 106287, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.106287>

GONZALEZ, L. A.; QUIGG, A.; STEICHEN, J. L.; GELWICK, F. P.; LESTER, L. J. A new approach to functionally assess estuarine fish communities in response to hydrologic change. **Estuaries and Coasts** p. 1-14, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12237-020-00824-y>

GOWER, J. C. Some distance properties of latent root and vector methods used in multivariate analysis. **Biometrika** v. 53, p. 325-338, 1966. DOI: <https://doi.org/10.1093/biomet/53.3-4.325>



GRIMES, C. B.; KINGSFORD, M. J. How do riverine plumes of different sizes influence fish larvae: do they enhance recruitment? **Marine and Freshwater Research** v. 47, p. 191-208, 1996. DOI: <https://doi.org/10.1071/MF9960191>

GRÖNROOS, M.; HEIN, J.; SIQUEIRA, T.; LANDEIRO, V. L.; KOTANEN, J.; BINI, L. M. Metacommunity structuring in stream networks: roles of dispersal mode, distance type, and regional environmental context. **Ecology and Evolution** v. 3, p. 4473-4487, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1002/ece3.834>

GUEDES, L. Monitoramento geoambiental do estuário do rio Paraíba do Norte – PB por meio da cartografia temática digital e de produtos de sensoriamento remoto. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2002.

GUIMARÃES, T. F. R.; HARTZ, S. M.; BECKER, F. G. Lake connectivity and fish species richness in southern Brazilian coastal lakes. **Hydrobiologia** v. 740, p. 207-217, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-014-1954-x>

GURGEL-LOURENÇO, R. C.; RODRIGUES-FILHO, C. A.; PINTO, L. M.; SÁNCHEZ-BOTERO, J. I. Prolonged drought influences the taxonomic and functional structure of fish assemblages in estuaries along the Brazilian semiarid coast. **Hydrobiologia**, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-022-05059-5>

HAJISAME, S.; IBRAHIM, S. Seasonal and spatial variations of fish trophic guilds in a shallow, semi-enclosed tropical estuarine bay. **Environmental Biology of Fishes** v. 82, p. 251-264, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10641-007-9278-6>

HARVEY, P. H.; PAGEL, M. **The comparative method in evolutionary biology**. Oxford University Press, Oxford, 1991.

HEINO, J.; GRÖNROOS, M.; SOININEN, J.; VIRTANEN, R.; MUOTKA, T. Context dependency and metacommunity structuring in boreal headwater streams. **Oikos** v. 121, p. 537-544., 2012. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2011.19715.x>

HEINO, J.; SOININEN, J.; ALAHUHTA, J.; LAPPALAINEN, J.; VIRTANEN, R. 2015a. A comparative analysis of metacommunity types in the freshwater realm. **Ecology and Evolution** v. 5, p. 1525-1537, 2015a DOI: <https://doi.org/10.1002/ece3.1460>

HEINO, J.; MELO, A. S.; SIQUEIRA, T.; SOININEN, J.; VALANKO, S.; BINI, L. M. Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. **Freshwater Biology** v. 60, p. 845-865, 2015b. DOI: <https://doi.org/10.1111/fwb.12533>

HENDERSON, J. C.; GILBY, B. L.; SCHLACHER, T. A.; CONNOLLY, R. M.; SHEAVES, M.; MAXWELL, P. S.; FLINT, N.; BORLAND, H. P.; MARTIN, T. S. H.; GORISSEN, B.; ANDREW, D. O. Landscape transformation alters functional diversity in coastal seascapes. **Ecography** v. 43 p. 138-148, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/ecog.04504>

HENRIQUES, S.; GUILHAUMON, F.; VILLÉGER, S.; AMOROSO, S.; FRANÇA, S.; PASQUAUD, S.; CABRAL, H. C. VASCONCELOS, R. P. Biogeographical region and environmental conditions drive functional traits of estuarine fish assemblages worldwide. **Fish and Fisheries** v. 18, p. 752-771, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/faf.12203>

HENSELER, C.; NORDSTRÖM, M. C.; TÖRNROOS, A.; SNICKARS, M.; PECUCHET, L.; LINDEGREN, M.; BONSDORFF, E. Coastal habitats and their importance for the diversity of benthic communities: a species- and trait-based approach. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** v. 226, p. e106272, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.106272>

HILL, M. J.; HEINO, J.; THORNHILL, I.; RYVES, D. B.; WOOD, P. J. Effects of dispersal mode on the environmental and spatial correlates of nestedness and species turnover in pond communities. **Oikos** v. 126, p. 1575-1585, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/oik.04266>

HOLMLUND, C.M.; HAMMER, M. Ecosystem services generated by fish populations. **Ecological Economics** v. 29, p. 253–268, 1999. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00015-4](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00015-4)

HUBBELL, S. J. **The unified neutral theory of biodiversity and biogeography**. Princeton University Press, Princeton, 2001.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Censo Demográfico, 2010. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/pt/inicio.html>

ISLAM, M. D. S.; HIBINO, M.; TANAKA, M. Distribution and diets of larval and juvenile fishes: influence of salinity gradient and turbidity maximum in a temperate estuary in upper Ariake Bay, Japan. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** v. 68, p. 62–74, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.01.010>

JAMES, N. C.; VAN NIEKERK, L.; WHITFIELD, A. K.; POTTS, W. M.; GÖTZ, A.; PATERSON, A. W. Effects of climate change on South African estuaries and associated fish species. **Climate Research** v. 57, p. 233-248, 2013. DOI: <https://doi.org/10.3354/cr01178>

JEPPESEN, P.; RODRIGUEZ, M.; RINDE, J.; HASKINS, J.; HUGHES, B.; MEHNER, L.; WASSON, K. Effects of hypoxia on fish survival and oyster growth in a highly eutrophic estuary. **Estuaries and Coast** v. 41, p. 89-98, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12237-016-0169-y>

JONES, T. R.; HENDERSON, C. J.; OLDS, A. D.; CONNOLLY, R. M.; SCHLACHER, T. A.; HOURIGAN, B. J.; GOODRIDGE GAINES, L. A. GILBY, B. L. The mouths of estuaries are key transition zones that concentrate the ecological effects of predators. **Estuaries and Coasts** v. 44, p. 1557–1567, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12237-020-00862-6>

JOST, L. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. **Ecology** v. 88, p. 2427-2439, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1890/06-1736.1>

KENNISH, M. J. Environmental gradients. In: KENNISH, M. J. (Ed.), **Encyclopedia of Estuaries**, Springer, New Jersey, USA, p. 237-242, 2016. DOI: [https://doi.org/10.1007/978-94-017-8801-4\\_136](https://doi.org/10.1007/978-94-017-8801-4_136)

KIRANYA, B.; SAHADEVAN, P.; BHAVAN, S. G.; KUMAR, A. B.; RAGHAVAN, R. Characterization of fish community structure and an estuarine fish community index for temporarily closed estuaries (TCEs) from India's south-western coast. **Environmental Science and Pollution Research** v. 29, p. 37969–37988, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-022-18631-2>

KISTEN, Y.; STRYDOM, N. A.; PERISSINOTTO, R.; MPINGA, M. S.; PAUL, S. Physiological responses of a juvenile marine estuarine-dependent fish (Family Sparidae) to changing salinity. **Fish Physiology and Biochemistry** v. 45, p. 1523-1531, 2019. doi: <https://doi.org/10.1007/s10695-019-00637-2>

KOMOROSKE, L. M.; JEFFRIES, K. M.; CONNON, R. E.; DEXTER, J.; HASENBEIN, M.; VERHILLE, C.; FANGUE, N. A. Sublethal salinity stress contributes to habitat limitation in an endangered estuarine fish. **Evolutionary Applications** v. 9, p. 963-981, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/eva.12385>

KÜLTZ, D. Physiological mechanisms used by fish to cope with salinity stress. **Journal of Experimental Biology** v. 218, p. 1907-1914, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1242/jeb.118695>

LADDS, M. A.; SIBANDA, N.; ARNOLD, R.; DUNN, M. R. Creating functional groups of marine fish from categorical traits. **PeerJ** v. 6, p. e5795, 2018. doi: <https://doi.org/10.7717/peerj.5795>

LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P.; SHIPLEY, B. FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-12.1, 2022. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/FD/index.html>

LALIBERTÉ, E.; P. LEGENDRE. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology** v. 91, p. 299-305, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1890/08-2244.1>

LANDE R. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. **Oikos** v. 76 p. 5–13, 1996.

LARSSON, M. E.; AJANI, P. A.; RUBIO, A. M.; GUISE, K.; MCPHERSON, R. G.; BRETT, K. P. D.; DOBLIN, M. A. Long-term perspective on the relationship between phytoplankton and nutrient concentrations in a southeastern Australian estuary. **Marine Pollution Bulletin** v. 114, p. 227-238, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.09.011>

LEFCHECK, J. S.; DUFFY, E. Multitrophic functional diversity predicts ecosystem functioning in experimental assemblages of estuarine consumers. **Ecology** v. 96, p. 2973-2983, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1890/14-1977.1>

LEGENDRE, P.; GALLAGHER, E. D. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. **Oecologia** v. 129, p. 271-280., 2001. DOI: <https://doi.org/10.1007/s004420100716>

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. 2012. **Numerical ecology**. 3<sup>a</sup> ed. Elsevier, Amsterdam.

LEIBOLD, M. A.; MIKKELSON, G. M. Coherence, species turnover, and boundary clumping: elements meta-community structure. **Oikos** v. 97, p. 237-250, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.970210.x>

LEIBOLD, M. A.; HOLYOAK, M.; MOUQUET, N.; AMARASEKARE, P.; CHASE, J. M.; HOOPES, M. F.; HOLT, R. D.; SHURIN, J. B.; LAW, R.; TILMAN, D.; LOREAU, M.; GONZALEZ, A. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. **Ecology Letters** v. 7, p. 601-613, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00608.x>

LEIBOLD, M. A.; LOEUILLE, N. Species sorting and patch dynamics in harlequin metacommunities affect the relative importance of environmental and space. **Ecology** v. 96, p. 3227-3233, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1890/14-2354.1>

LESLIE, T.; JAMES, N. C.; POTTS, W. M.; RAJKARAN, A. The relationship between habitat complexity and nursery provision for an estuarine-dependent fish species in a permanently open South African estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** v. 198, p. 183-192, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.09.013>

LESSA G.C.; SANTOS, F.M.; SOUZA FILHO, W.; CORRÊA-GOMES, L.C. Brazilian estuaries: A geomorphologic and oceanographic perspective, in: LANA P.C., Bernardino A.F. (Eds.), **Brazilian Estuaries: A benthic perspective**. Springer International Publishing, pp. 1–37., 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-3-319-77779-5>

LESSARD, J. P.; BORREGAARD, M. K.; FORDYCE, J. A.; RAHBK, C.; WEISER, M. D.; DUNN, R. R.; SANDERS, N. J. Strong influence of regional species pools on continent-wide structuring of local communities. **Proceedings of The Royal Society B** v. 279, p. 266-374, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1098/rspb.2011.0552>

LI, D.; TROTTA, L.; MARX, H. E.; ALLEN, J. M.; SUN, M.; SOLTIS, D. E.; SOLTIS, P. S.; GURALNICK, R. P.; BAISER, B. For common community phylogenetic analyses, go ahead and use synthesis phylogenies. **Ecology** v. 100, p. e02788, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1002/ecy.2788>

LIMA, A. R. A.; FERREIRA, G. V. B.; BARLETTA, M. Estuarine ecocline function and essential habitats for fish larvae in tropical South Western Atlantic estuaries.

**Marine Environmental Research** v. 151, p. 1-11, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2019.104786>

LIMA, C. S. S.; BADÚ, M. L. A. S.; PESSANHA, A. L. M. Response of estuarine fish assemblages to a atypical climatic event in northeastern Brazil. **Regional Studies in Marine Science** v. 35, p. 101121, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101121>

LIMA, C. S. S.; MACIEL, E. B.; CLARK, F. J. K.; PESSANHA, A. L. M. Does environmental heterogeneity explain  $\beta$  diversity of estuarine fish assemblages? Example from a tropical estuary under the influence of a semiarid climate, Brazil. **PLoS ONE** v. 17, p. e0273765, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0273765>

LOEUILLE, N.; LEIBOLD, M. A. Evolution in Metacommunities: On the relative importance of species sorting and monopolization in structuring communities. **The American Naturalist** v. 171, p. 788-799, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1086/587745>

LÓPEZ-DELGADO, E. O.; WINEMILLER, K. O.; VILLA-NAVARRO, F. A. Do metacommunity theories explain spatial variation in fish assemblage structure in a pristine tropical river? **Freshwater Biology** v. 64, p. 367-379, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1111/fwb.13229>

LÓPEZ-DELGADO, E. O.; WINEMILLER, K. O.; NAVARRO, F. A. Local environmental factors influence beta-diversity patterns of tropical fish assemblages more than spatial factors. **Ecology** v. 101, p. 1-12, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1002/ecy.2940>

MACÁRIO, B. S.; OLÍMPIO, M. S.; SALES, N. S.; PESSANHA, A. L. M. The effect of habitat structure and the interactions between four juvenile fishes and zooplankton-prey in a tropical estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** v. 261, p. 107528, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107528>

MACÊDO, A. K. S.; SILVA, J. R. P.; SANTOS, H. B.; THOMÉ, R. G.; VENDEL, A. L.; AMADO, E. M. Estuarine fish assemblages present a species-specific difference in the multixenobiotics resistance activity. **The Journal of Experimental Zoology Part A** v. 331, p. 530-539, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1002/jez.2320>

MACHADO FILHO, H. O.; FARIAS, T. S.; SANTOS, A. S.; SANTOS, M. V.; BEZERRA, C. P.; MELO, J. I. M. Composição florística da mata ciliar no baixo rio Gramame, Paraíba, Brasil. **Biotemas** v. 28, p. 23-36, 2015.

MacARTHUR, R.H.; LEVINS, R. Limiting similarity convergence and divergence of coexisting species. **American Naturalist** v. 101, p. 377-385, 1967.

MAGURRAN, A. E. **Ecological Diversity and Its Measurement**. New Jersey: Princeton University Press, 1988.

MAHONEY, P. C.; BISHOP, M. J. Assessing risk of estuarine ecosystem collapse. **Ocean & Coastal Management** v. 140, p. 46-58, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.02.021>

MAHUAT, L.; FORT, F.; VIOLLE, C.; FRESCHET, G. Multiple facets of diversity effects on plant productivity: Species richness, functional diversity, species identity and intraspecific competition. **Functional Ecology** v. 34, p. 287-298, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13473>

MAIA, A. M. L. R.; DE MEDEIROS, E. L.; DA SILVA, G. H. G. Efeito da salinidade sobre a sobrevivência do bivalve *Anomalocardia brasiliiana* (Gmelin, 1791). **Scientia Agraria Paranaensis** v. 16, p. 495-499, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.18188/1983-1471/sap.v16n4p495-499>

MALTCHIK, L.; MEDEIROS, E. F. S. Conservation importance of semi-arid streams in north-eastern Brazil: implications of hydrological disturbance and species diversity. **Aquatic Conservation: Marine And Freshwater Ecosystems** v. 16, p. 665-677, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1002/aqc.805>

MARACAJÁ, F. A. R.; CUNHA, V. H. D.; SILVA, D. G.; SILVA, J. B. Classificação geomorfológica dos estuários do estado da Paraíba (Brasil) (dados preliminares) in: Simpósio Nacional de Geomorfologia, 8, 2010, Recife. Anais eletrônicos do VIII SINAGEO, Recife, UFPE, , 2010. Disponível em: <http://lsie.unb.br/ugb/sinageo/8/2/9.pdf>.

MARENGO, J. A.; ALVES, L. M.; ALVALÁ, R. C. S.; CUNHA, A. P.; BRITO, S.; MORAES, O. L. L. Climatic characteristics of the 2010-2016 drought in the semiarid Northeast Brazil region. **Anais da Academia Brasileira de Ciências** v. 90, p. 1973-1985, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1590/0001-3765201720170206>

MARLEY, G. S. A.; DEACON, A. E.; PHILLIP, D. A. T.; LAWRENCE, A. J. Mangrove or mudflat: Prioritising fish habitat for conservation in a turbid tropical estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** v. 240, p. 106788, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106788>

MASON, N. W.; MOUILLOT, D.; LEE, W. G.; WILSON, J. B. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* v. 111, n. 1, p. 112-118, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x>

MEDEIROS, C. R.; HEPP, L. U.; PATRÍCIO, J.; MOLOZZI, J. Tropical estuarine macrobenthic communities are structured by turnover rather than nestedness. **PLoS One** v. 11, p. 1-14, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0161082>

MEDEIROS, A. P. M.; XAVIER, J. H. A.; SILVA, M. B.; ROSA, I. M. L. Distribution patterns of the fish assemblage in the Mamanguape river estuary, North-eastern Brazil. **Marine Biology Research** v. 14, p. 524-536, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1080/17451000.2018.1459724>

MEDEIROS, C. R.; PAIVA, F. F.; LIGEIRO, R.; MOLOZZI, J.; MELO, A. S. Saline gradient drives functional nestedness of polychaete communities in tropical estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** v. 251, p. 107185, 2021 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107185>

MEDEIROS, C. R.; SIMONE, L. R. L.; DE MELO, D. B.; DOLBETH, M.; MOLOZZI, J.; LIGEIRO, R. Functional and taxonomic diversity of macroinvertebrates present opposite patterns in tropical estuarine ecosystems. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** v. 278, p. 108093, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2022.108093>

MENDES, R.; VAZ, N.; FERNÁNDEZ-NÓVOA, D.; DA SILVA, J.C.B.; DECASTRO, M.; GÓMEZ-GESTEIRA, M.; DIAS, J.M. Observation of a turbid plume using MODIS imagery: The case of Douro estuary (Portugal). **Remote Sensing of Environment** v. 154, p.127-138, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.08.003>

MÉRIGOT, B.; FRÉDOU, F. L.; VIANA, A. P.; FERREIRA, B. P.; COSTA JUNIOR, E. N.; SILVA JÚNIOR, C. A. B.; FRÉDOU, T. Fish assemblages in tropical estuaries of northeast Brazil: A multicomponent diversity approach. **Ocean & Coastal Management** v. 143, p.175-183. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.08.004>

MEYNARD, C. N.; LAVERGNE, S.; BOULANGEAT, I.; GARRAUD, L.; VAN ES, J.; MOUQUET, N. THUILLER, W. Disentangling the drivers of metacommunity structure across spatial scales. **Journal of Biogeography** v. 40, p. 1560-1571, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1111/jbi.12116>

MINDEL, B. L.; NEAT, F. C.; TRUEMAN, C. N., WEBB, T. J., BLANCHARD, J. L. Functional, size and taxonomic diversity of fish along a depth gradient in the deep sea. v. 4, p. e2387, 2016. doi: <https://doi.org/10.7717/peerj.2387>

MOLINA, A.; DUQUE, G.; COGUA, P. Influences of environmental conditions in the fish assemblage structure of a tropical estuary. **Marine Biodiversity** v. 50, p. 1-13, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12526-019-01023-0>

MOURÃO, J. S.; NORDI, N. Etnoictiologia de pescadores artesanais do estuário do rio Mamanguape, Paraíba, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca** v. 29, p. 9-17, 2003.

MORI, A. S.; ISBELL, F.; SEIDL, R.  $\beta$ -Diversity, Community Assembly, and Ecosystem Functioning. **Trends in Ecology & Evolution** v. 33, p. 549-564, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.04.012>

MOUCHET, M. A.; VILLÉGER, S.; MASON, N. W.; MOUILLOT, D. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**, v. 24, n. 4, p. 867-876, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01695.x>

MOUILLOT, D. Niche-assembly vs. dispersal-assembly rules in coastal fish metacommunities: implications for management of biodiversity in brackish lagoons.

**Journal of Applied Ecology** v. 44, p. 760-767, 2007. DOI:  
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01330.x>

MOUILLOT, D.; GRAHAM, N. A.; VILLÉGER, S.; MASON, N. W.; BELLWOOD, D. R. A functional approach reveals community responses to disturbances. **Trends in Ecology and Evolution** v. 28, p. 167-177, 2013. DOI:  
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.004>

MÜNKEMÜLLER, T.; LAVERGNE, S.; BZEZNIK, B.; DRAY, S.; JOMBART, T.; SCHIFFERS, K.; THUILLER, W. How to measure and test phylogenetic signal. **Methods in Ecology and Evolution** v. 3, p. 743-756, 2012. DOI:  
<https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2012.00196.x>

NAGELKERKEN, I.; DESCHRYVER, A. M.; VERWEIJ, M. C.; DAHDOUH-GUEBAS, F.; VAN DER VELDE, G.; KOEDAM, N. Differences in root architecture influence attraction of fishes to mangroves: a field experiment mimicking roots of different length, orientation, and complexity. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology** v. 396, p. 27–34, 2010. DOI:  
<https://doi.org/10.1016/j.jembe.2010.10.002>

NAIMI, B. usdm: Uncertainty Analysis for species distribution models. R package version 1.1-18, 2017. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/usdm/index.html>.

NAKAMURA, Y.; HORINOUCI, M.; SHIBUNO, T.; TANAKA, Y.; MIYAJIMA, T.; KOIKE, I.; KUROKURA, H.; SANO, M. Evidence of ontogenetic migration from mangroves to coral reefs by black-tail snapper *Lutjanus fulvus*: stable isotope approach. **Marine Ecology Progress Series** v. 355, p. 257–266, 2008. DOI:  
<https://doi.org/10.3354/meps07234>

NASCIMENTO, D. M.; MOURÃO, J. S.; ALVES, R. R. N. A substituição das técnicas tradicionais de captura do caranguejo-uçá (*Ucides cordatus*) pela técnica “redinha” no estuário do rio Mamanguape, Paraíba. **Sitientibus série Ciências Biológicas** v. 1, p. 113-119, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0001-37652012005000066>

NELSON, T. R., HIGHTOWER, C. L., COOGAN, J., WALTHER, B. D.; POWERS, S. P. Patterns and consequences of life history diversity in salinity exposure of an estuarine dependent fish. **Environmental Biology of Fishes** v.104, p.419–436, 2021. <https://doi.org/10.1007/s10641-021-01080-0>

NICOLAS, D.; LOBRY, J.; LEPAGE, M.; SAUTOUR, B.; LE PAPE, O.; CABRAL, H.; URIARTE, A.; BOËT, P. Fish under influence: A macroecological analysis of relations between fish species richness and environmental gradients among European tidal estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** v. 86, p. 137-147, 2010. DOI:  
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.11.006>



- NISHIDA, A. K. Catadores de moluscos do litoral paraibano - Estratégias de subsistência e formas de percepção. Tese de Doutorado. Universidade de São Carlos, 2000.
- NIXON, S. W.; OVIATT, C. A.; FRITHSEN, J.; SULLIVAN, B. Nutrients and the productivity of estuarine and coastal marine ecosystems. **Journal of the Limnological Society of Southern Africa** v. 12, p. 43-71, 1986. DOI: <https://doi.org/10.1080/03779688.1986.9639398>
- OHATA, R.; MASUDA, R.; TAKAHASHI, K.; YAMASHITA, Y. Moderate turbidity enhances schooling behaviour in fish larvae in coastal waters. **ICES Journal of Marine Science** v. 71, p. 925-929, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1093/icesjms/fss194>
- OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MCGLINN, D.; MINCHIN, P. R.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H.; SZOECs, E.; WAGNER, H. vegan: Community ecology package. R package version 2.6-4, 2022. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html>
- OLDEN, J. D.; ROONEY, T. P. On defining and quantifying biotic homogenization. *Global Ecology and Biogeography* 15: 113-120, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1466-822x.2006.00214.x>
- OLDS, A. D.; FROHLOFF, B. A.; GILBY, B. L.; CONNOLLY, R. M.; YABSLEY, N. A.; MAXWELL, P. S.; HENDERSON, C. J.; SCHLACHER, T. A. Urbanisation supplements ecosystem functioning in disturbed estuaries. **Ecography** v. 41, p. 2104-2113, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/ecog.03551>
- PÁEZ, Y. C.; ANGUILAR-BETANCOURT, C. M.; GONZÁLEZ-SANSÓN, G.; RODRÍGUEZ, F. N.; GRAY, M. Sediment granulometry and salinity drive spatial and seasonal variability of and estuarine demersal fish assemblage dominated by juvenile fish. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** v. 212, p. 241-252, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.07.019>
- PASSOS, C. V. B.; FABRÉ, N. N.; MALHADO, A. C. M.; BATISTA, V. S.; LADLE, R. J. Estuarization increases functional diversity of demersal fish assemblage in tropical coastal ecosystems. **Journal of Fish Biology** v. 89, p. 847-862, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/jfb.13029>
- PASQUAUD, S.; BRIND'AMOUR, A.; BERTHELÊ, O.; GIRARDIN, M.; ELIE, P.; BOËT, P.; LEPAGE, M. Impact of the sampling protocol in assessing ecological trends in an estuarine ecosystem: The empirical example of the Gironde estuary. **Ecological Indicators** v. 15, p. 18-29, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.09.017>
- PASQUAUD, S.; VASCONCELOS, R. P.; FRANÇA, S.; HENRIQUES, S.; COSTA, M. J.; CABRAL, H. Worldwide patterns of fish biodiversity in estuaries: Effects of global vs. local factors. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** v. 154, p. 122-128, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2014.12.050>

PATTERSON, B. D.; ATMAR, W. Nested subsets and the structure of insular mammalian faunas and archipelagos. **Biological Journal of the Linnean Society** v. 28, p. 65-82, 1986 DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.1986.tb01749.x>

PAVOINE1, S.; BONSTALL, M. B. Measuring biodiversity to explain community assembly: a unified approach. **Biological Reviews** v. 86, p. 792–812, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2010.00171.x>

PAWLUK, M.; FUJIWARA, M.; MARTINEZ-ANDRADE, F. Climate change linked to functional homogenization of a subtropical estuarine system. **Ecology and Evolution** v. 12, p. e8783, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1002/ece3.8783>

PEREIRA, J. A.; VIEIRA JÚNIOR, A. G. F.; GUEDES, E. H. L.; TERRA, B. F.; PESSANHA, A. L. M. Importance of pneumatophore fringe-mudflat continuum for an estuary-dependent fish species. **Marine Biology Research** v. 18, p. 252-265, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1080/17451000.2022.2076882>

PESSANHA, A. L. M.; ARAÚJO, F. G.; OLIVEIRA, R. E. M. C. C.; DA SILVA, A. F.; SALES, N. S. Ecomorphology and resource use by dominant species of tropical estuarine juvenile fishes **Neotropical Ichthyology** v. 13, p. 401-412, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20140080>

PESSANHA A.; SALES N. S.; LIMA C. S. S.; CLARK F. J. K.; DE LIMA L. G.; DE LIMA D. E. P. C.; BRITO G. J. S. The occurrence of fish species in multiple habitat types in a tropical estuary: Environmental drivers and the importance of connectivity. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** v. 262, p. 107604, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107604>.

PETCHEY, O. L.; GASTON, K. L. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology Letters** v. 9, p. 741-758, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x>

PILLAR, V. D.; DUARTE, L. D. S. A framework for metacommunity analysis of phylogenetic structure. **Ecology Letters** v. 13, p. 587-596, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01456.x>

PINTO, R.; DE JONGE, V. N.; MARQUES, J. C.; CHAINHO, P.; MEDEIROS, J. P.; PATRÍCIO, J. Temporal stability in estuarine systems: Implications for ecosystem services provision. **Ecological Indicators** v. 24, p. 246-253, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.06.022>

PODANI, J.; SCHMERA, D. A new conceptual and methodological framework for exploring and explaining pattern in presence–absence data. **Oikos** v. 120, p. 1625–1638, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2011.19451.x>

POSSAMAI, B.; HOEINGHAUS, D. J.; ODEBRECHT, C.; ABREU, P. C.; MORAES, L. E.; SANTOS, A. C. A.; GARCIA, A. M. Freshwater inflow variability affects the relative importance of allochthonous sources for estuarine fishes. **Estuaries and Coasts** v. 43, p. 880-893, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12237-019-00693-0>

POTTER, I. C.; CHUWEN, B. M.; HOEKSEMA, S. D.; ELLIOTT, M. 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. 8, p. 497-500, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.01.021>

POTTER, I. C.; TWEEDLEY, J. R.; ELLIOTT, M.; WHITFIELD, A. K. The way in which fish use estuaries: a refinement and expansion of the guild approach. **Fish and Fisheries** v. 16, p. 230-239, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/faf.12050>

PRESLEY, S. J.; HIGGINS, C. L.; WILLIG, M. R. A comprehensive framework for the evaluation metacommunity structure. **Oikos** v. 119, p. 908-917, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18544.x>

PRESLEY, S. J.; MELLO, J. H. F.; WILLIG, M. R. Checkerboard metacommunity structure: and incoherent concept. **Oecologia** v. 190, p. 323-331, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00442-019-04420-1>

PRESLEY, S. J. On the detection of metacommunity structure. **Community Ecology** v. 21, p. 103-106, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s42974-020-00004-9>

RAMOS, J. A. A.; BARLETTA, M.; DANTAS, D. V.; LIMA, A. R. A.; COSTA, M. F. Trophic niche and habitat shifts of sympatric Gerreidae. **Journal of Fish Biology** v. 85, p. 1446-1469, 2014.

RAMOS, T. P. A.; LUSTOSA-COSTA, S. Y.; LIMA, R. M. O.; BARBOSA, J. E. L.; MENEZES, R. F. First record of *Moenkhaousia costae* (Steindachner 1907) in the Paraíba do Norte basin after the São Francisco river diversion. **Biota Neotropica** v. 21, p. e20201049, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2020-1049>

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical, Vienna, Austria, 2022. Disponível em: <http://www.R-project.org/>

REIS-FILHO, J. M.; SANTOS, A. C. Effect of substratum type on fish assemblages in shallow areas of a tropical estuary. **Marine Ecology** v. 35, p. 456-470, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1111/maec.12102>

REIS-FILHO, J. A.; SCHMID, K.; HARVEY, E. S.; GIARRIZZO, T. Coastal fish assemblages reflect marine habitat connectivity and ontogenetic shifts in na estuary-bay-continental shelf gradient. **Marine Environmental Research** v. 148, p. 57-66, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2019.05.004>

REVELL, L. J., 2022. Phytools: Phylogenetic Tools for Comparative Biology (And Other Things). R package version 1.2-0, 2022. Disponível em: <https://github.com/liamrevell/phytools>.

RIBEIRO, M. A. F. M.; BARBOSA, D. L.; BATISTA, M. L. C.; ALBUQUERQUE, J. P. T.; ALMEIDA, M. A.; RIBEIRO, M. M. R. Simulação da prioridade de uso das águas superficiais como um critério para o instrumento da outorga. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos** v. 19, p. 135-145, 2014.

- RICOTTA, C.; SZEIDL, L. Diversity partitioning of Rao's quadratic entropy. **Theoretical Population Biology** v. 76, p. 299-302, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tpb.2009.10.001>
- RISSIK, D.; SUTHERS, I. M. Feeding in a larval fish assemblage: the nutritional significance of an estuarine plume front. **Marine Biology** v.125, p. 233–240, 1996. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00346303>
- SALOIS, S. L.; GOULHIER, T. C.; MENGE, B. A. The multifactorial effects of dispersal on biodiversity in environmentally forced metacommunities. **Ecosphere** v. 9, p. 1-17, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1002/ecs2.2357>
- SANVICENTE-AÑORVE, L.; SÁNCHEZ-RAMÍREZ, M.; OCAÑA-LUNA, A.; FLORES-COTO, C.; ORDÓÑEZ-LÓPEZ, U. Metacommunity structure of estuarine fish larvae: the role of regional and local processes. **Journal of Plankton Research** v. 33, p. 179-194, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1093/plankt/fbq098>
- SANTANA, R. M. C.; DOLBETH, M.; BARBOSA, J. E. L.; PATRÍCIO, J. Narrowing the gap: Phytoplankton functional diversity in two disturbed tropical estuaries. **Ecological Indicators** v. 86, p. 81-93, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.12.003>
- SANTOS, R. V. S.; RAMOS, S.; BONECKER, A. C. T. Environmental control on larval stages of fish subject to specific salinity range in tropical estuaries. **Regional Studies in Marine Science** v. 13, p. 42-53, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rsm.2017.03.010>
- SANTOS, R. V. S.; SEVERI, W. Dynamic of early life-history stages of fish along an estuarine gradient. **Fisheries Oceanography** v. 28, p. 402-418, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1111/fog.12420>
- SCHLOESSER, R. W; FABRIZIO, M. C. Nursery habitat quality assessed by the condition of juvenile fishes: Not all estuarine areas are equal. **Estuaries and Coasts** v.42, p. 548-566, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12237-018-0468-6>
- SCHMERA, D.; HEINO, J.; PODANI, J.; ERÖS, T.; DOLÉDEC, S. Functional diversity: a review of methodology and current knowledge in freshwater macroinvertebrate research. **Hydrobiologia** v. 787, p. 27-44, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2974-5>
- SHOEMAKER, L. G; MELBOURNE, B. A. Linking metacommunity paradigms to spatial coexistence mechanisms. **Ecology** v. 9, p. 2436-2446, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1002/ecy.1454>
- SHOJI, J.; OHTA, T.; TANAKA, M. Effects of river flow on larval growth and survival of Japanese seaperch *Lateolabrax japonicus* (Pisces) in the Chikugo River estuary, upper Ariake Bay. **Journal of Fish Biology** v. 69, p.1662–1674, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2006.01235.x>

SILVA, K. G.; PALUDO, D.; OLIVEIRA, E. M. A.; LIMA, R. P.; SOAVINSKI, R. Distribuição e ocorrência do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*) no estuário do rio Mamanguape, Paraíba, Brasil. **Natural Resources** v. 1, p. 5-14, 2011. DOI: <https://doi.org/10.6008/ESS2237-9290.2011.002.0001>

SILVA, R. S.; BAETA, A. S. B. V.; PESSANHA, A. L. M. Are vegetated áreas more attractive for juvenile fish in estuaries? **Environmental Biology of Fishes** v. 101, p. 1427-1442, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10641-018-0790-7>

SILVA-JÚNIOR, C. A. B.; MÉRIGOT, B.; LUCENA-FRÉDOU, F.; FERREIRA, B. P. COXEY, M. S.; REZENDO, S. M.; FRÉDOU, T. Functional diversity of fish in tropical estuaries: A traits-based approach of communities in Pernambuco, Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** v. 198, p. 413-420, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.08.030>

SILVESTRE, L. C.; FARIAS, D. L. S.; LOURENÇO, J. D. S.; BARROS, S. C. A.; BRAGA, N. M. P. Diagnóstico dos impactos ambientais advindos de atividades antrópicas na APA da Barra do rio Mamanguape. v. 7, p. 1-11, 2011.

SIMBERLOFF, D. Competition theory, hypothesis-testing, and other community ecological buzzwords. **The American Naturalist** v. 122, p. 626-635, 1983.

SOCOLAR, J. B.; GILROY, J. J.; KUNIN, W. E.; EDWARDS, D. P. How should beta-diversity inform biodiversity conservation. **Trends in Ecology & Evolution** v. 31, p. 67-80, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.11.005>

SOININEN, J. A quantitative analysis of species sorting across organisms and ecosystems. **Ecology** v. 95, p. 3284-3292, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1890/13-2228.1.sm>

STEIN, A.; GERSNER, K.; KREFT, H. Environmental heterogeneity as universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. **Ecology Letters** v. 17, p. 866-890, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1111/ele.12277>

STEWART, J.; HUGHES, J. M.; STANLEY, C.; FOWLER, A. M. The influence of rainfall on recruitment success and commercial catch for the large sciaenid, *Argyrosomus japonicus*, in eastern Australia. **Marine Environmental Research** v. 157, p. 104924. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.104924>

STONER, A.; OTTMAR, M. Relationships between size-specific sediment preferences and burial capabilities in juveniles of two Alaska flatfishes. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology** v. 282, p. 85-101, 2003. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(02\)00447-1](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(02)00447-1)

STRICKLAND, J. D. H.; PARSONS, T. R. A practical handbook of seawater analysis. Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada, Bulletin, 1972.

STRYDOM, N.A.; COETZER, C.; PATTRICK, P. The complex early life history of a marine estuarine-opportunist fish species, *Solea turbynei* (Soleidae) from temperate

South Africa. **Scientia Marina** v. 72, p. 169–178, 2015. DOI: <https://doi.org/10.3989/scimar.04193.18A>

TAN, J.; SLATTERY, M. R.; YANG, X.; JIANG, L. Phylogenetic context determines the role of competition in adaptive radiation. **Proceedings Royal Society B** v. 283, p. 20160241, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2016.0241>

TARGETT, T. E.; GRECAY, P. A.; DIXON, R. L. Growth of the estuarine fish *Fundulus heteroclitus* in response to diel-cycling hypoxia and acidification: interaction with temperature. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** v. 76, p. 1295-1304, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1139/cjfas-2018-0216>

TAYLOR, M.; FRY, B.; BECKER, A.; MOLTSCHANIWSKYJ, N. Recruitment and connectivity influence the role of seagrass as a penaeid nursery habitat in a wave dominated estuary. **Science of the Total Environment** v. 15, p. 622-630, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.087>

TEICHERT, N.; CARASSOU, L.; SAHRAOUI, Y.; LOBRY, J.; LEPAGE, M. Influence of intertidal seascape on the functional structure of fish assemblages: Implications for habitat conservation in estuarine ecosystems. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems** v. 28, p. 798-809, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1002/aqc.2914>

TEICHERT, N.; LEPAGE, M.; CHEVILLOT, X.; LOBRY, J. Environmental drivers of taxonomic, functional and phylogenetic diversity (alpha, beta and gamma components) in estuarine fish communities. **Journal of Biogeography** v. 45, p. 406-417, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/jbi.13133>

TEIXEIRA, Z.; VITAL, S. R. O.; VENDEL, A. L.; MENDONÇA, J. D. L.; PATRÍCIO, J. Introducing fuzzy set theory to evaluate risk of misclassification of land cover maps to land mapping applications: Testing on coastal watersheds. **Ocean and Coastal Management** v. 184, p. 104903, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2019.104903>

THIBAULT, K. M.; ERNEST, S. K. M.; BROWN, J. H. Redundant or complementary? Impact of a colonizing species on community structure and function. **Oikos** v. 119, p. 1719-1726, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18378.x>

THOMPSON, P.; GUZMAN, L. M.; DE MEESTER, L.; HORVÁTH, Z.; PTACNIK, R.; VANSCHOENWINKEL, B.; VIANA, D. S.; CHASE, J. M. A process-based metacommunity framework linking local and regional scale community ecology. **Ecology Letters** v. 23, p. 1314-1329, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/ele.13568>

THORHAUG, A.; GALLAGHER, J. B.; KISWARA, W.; PRATHEP, A.; HUANG, X.; YAP, T. K.; DORWARD, S.; BERLYN, G. Coastal and estuarine blue carbon stocks in the greater Southeast Asia region: Seagrasses and mangroves per nation and sum of total. **Marine Pollution Bulletin** v. 160, p. 111168, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111168>

TILMAN, D. **Resource competition and community structure**. Princeton University Press, Princeton, 1982. DOI: <https://doi.org/10.2307/j.ctvx5wb72>

TOKIN, J. D.; ALTERMATT, F.; FINN, D. S.; HEINO, J.; OLDEN, J. D.; PAULS, S. U.; LYTLE, D. A. The role of dispersal in river network metacommunities: Patterns, processes, and pathways. **Freshwater Biology** v. 63, p. 141-163, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/fwb.13037>

TUCKER, C. M.; DAVIES, T. J.; CADOTTE, M. W.; PEARSE, W. D. On the relationship between phylogenetic diversity and trait diversity. **Ecology** v. 99, p. 1473–1479, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1002/ecy.2349>

UYAN, S.; KAWAMURA, G.; AND ARCHDALE, M. V. Morphology of the sense organs of anchovy *Engraulis japonicus*. **Fisheries Science** v. 72, p. 540–545, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1444-2906.2006.01182.x>

VALESINI, F. J.; TWEEDLEY, J. R.; CLARKE, K. R.; POTTER, I. C. The importance of regional, system-wide and local spatial scales in structuring temperate estuarine fish communities. **Estuaries and Coasts** v. 37, p. 525–547, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12237-013-9720-2>

VASCONCELOS, R. P.; HENRIQUES, S.; FRANÇA, S.; PASQUAUD, S.; CARDOSO, I.; LABORDE, M.; CABRAL, H. N. Global patterns and predictors of fish species richness in estuaries. **Journal of Animal Ecology** v. 84, p. 1331-1341, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12372>

VELLEND, M. Conceptual synthesis in community ecology. **The Quarterly Review of Biology** v. 85, p. 183-206, 2010. DOI: [https://doi.org/0033-5770/2010/8502-0004\\$15.00](https://doi.org/0033-5770/2010/8502-0004$15.00)

VENDEL, A. L.; BESSA, F.; ALVES, V. E. N.; AMORIN, A. L. A.; PATRÍCIO, J., A.; PALMA, R. T. Widespread microplastic ingestion by fish assemblages in tropical estuaries subjected to anthropogenic pressures. **Marine Pollution Bulletin** v. 15, p. 448-455, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.081>

VERÍSSIMO, H.; PATRÍCIO, J.; GONÇALVES, É.; MOURA, G. C.; BARBOSA, J. E. L.; GONÇALVES, A. M. M. Functional diversity of zooplankton communities in two tropical estuaries (NE Brazil) with different degrees of human-induced disturbance. **Marine Environmental Research** v. 129, p. 46-56, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.04.011>

VILAR, C. C.; JOYEUX, J. C.; GIARRIZZO, T.; SPACH, H. L.; VIEIRA, J. P.; VASKE-JUNIOR, T. Local and regional ecological drivers of fish assemblages in Brazilian estuaries. **Marine Ecology Progress Series** v. 485, p. 181-197, 2013. DOI: <https://doi.org/10.3354/meps10343>

VILLÉGER, S.; MASON, N. WH; MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, v. 89, n. 8, p. 2290-2301, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>

- VILLÉGER, S.; RAMOS MIRANDA, J.; FLORES HERNANDEZ, D.; MOUILLOT, D. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. **Ecological Applications** v. 20, p. 1512–1522, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1890/09-1310.1>
- VILLÉGER, S.; MIRANDA, J. R.; HERNANDEZ, D.F.; MOUILLOT, D. Low functional  $\beta$ -diversity despite high taxonomic  $\beta$ -diversity among tropical estuarine fish communities. **PLoS ONE** v. 7, p. e40679, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0040679>
- VILLÉGER, S.; BROSSE, S.; MOUCHET, M.; MOUILLOT, D.; VANNI, M. J. Functional ecology of fish: current approaches and future challenges. **Aquatic Science** v. 79, p. 783-801, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00027-017-0546-z>
- VIOLLE, C.; NAVAS, M. L.; VILE, D.; KAZAKOU, E.; FORTUNEL, C.; HUMMEL, I.; GARNIER, E. Let the concept of trait be functional! **Oikos** v. 116, p. 882-892, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.2007.0030-1299.15559.x>
- VORWERKA, P. D.; WHITFIELD, A. K.; COWLEYB, PAUL D.; PATERSON, A. W. The influence of selected environmental variables on fish assemblage structure in a range of southeast African estuaries. **Environmental Biology of Fishes** v. 66, p. 237–247, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1023922521835>
- WANG, M.; O’RORKE, R.; NODDER, S. D.; JEFFS, A. G. Nutritional composition of potential zooplankton prey of the spiny lobster phyllosoma (*Jasus edwardsii*). **Marine and Freshwater Research** v. 65, p. 337–349, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1071/MF13048>
- WANG, F.; CHENG, P.; CHEN, N.; KUO, Y. Tidal driven nutrient exchange between mangroves and estuary reveals a dynamic source-sink pattern. **Chemosphere** v. 270, p. 1-10, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128665>
- WEBB, C. O.; ACKERLY, D. D.; MCPEEK, M. A.; NONOGHUE, M. J. Phylogenies and community ecology. **Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematics** v. 33, p. 475-505, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150448>
- WIENS, J. J.; ACKERLY, D. D.; ALLEN, A. P.; ANACKER, B. L.; BUCKLEY, L. B.; CORNELL, H. V.; DAMSCHEN, E. I.; DAVIES, J. T.; GRYTNES, J. A.; HARRISON, S. P.; HAWKINS, B. A.; HOLT, R. D.; MCCAIN, C. M.; STEPHENS, P. R. Niche conservatism as an emerging principle in ecology and conservation biology. **Ecology Letters** v. 13, p. 1310–1324, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01515.x>
- WILLIAMS, J.; HINDELL, J. S.; SWEARER, S. E.; JENKINS, G. P. Influence of freshwater flows on the distribution of eggs and larvae of black bream *Acanthopagrus butcheri* within a drought-affected estuary. **Journal of Fish Biology** v. 80, p. 2281–2301, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2012.03283.x>



WINEMILLER, K. O.; FITZGERALD, D. B.; BOWER, L. M.; PIANKA, E. R. Functional traits, convergent evolution, and periodic tables of niches. **Ecology** v. 18, p. 737-751, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/ele.12462>

WHITFIELD, A.; ELLIOTT, M.; BASSET, A.; BLABER, S.; WEST, R. Paradigms in estuarine ecology—a review of the Remane diagram with a suggested revised model for estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** v. 97, p. 78–90, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.11.026>

WHITFIELD, A. K. Why are there so few freshwater fish species in most estuaries? **Journal of Fish Biology** v. 86, p. 1227-1250, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/jfb.12641>

WHITFIELD, A. K. The role of seagrass meadows, mangrove forests, salt marshes and reed beds as nursery areas and food sources for fishes in estuaries. **Reviews in Fish Biology and Fisheries** v. 27, p. 75-110, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11160-016-9454-x>

WHITFIELD, A. K. Estuaries – how challenging are these constantly changing aquatic environments for associated fish species? **Environmental Biology of Fishes** v. 104, p. 517-528, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10641-021-01085-9>

WHITFIELD, A. K.; ABLE, K.W.; BLABER, S. J. M.; ELLIOTT, M.; FRANCO, A.; HARRISON, T. D.; HOUDE, E. D. Feeding Ecology and Trophic Dynamics. *In*: Whitfield, A. K.; ABLE, K. W.; BLABER, S. J. M.; ELLIOTT, M. **Fish and fisheries in estuaries – A global perspective**. Wiley Blackwell, 2022. p. 380-616. DOI: <https://doi.org/10.1002/9781119705345>

WHITTAKER, R.H. Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. **Ecological Monographs** v. 30, p. 279–338, 1960. DOI: <https://doi.org/10.2307/1943563>

WHITTAKER, R. H. Evolution and Measurement of Species Diversity. International Association for Plant **Taxonomy** v. 21, n. 2/3, p. 213-251, 1972. DOI: <https://doi.org/10.2307/1218190>

WOOD, S. mgcv: Mixed GAM Computation Vehicle with Automatic Smoothness Estimation. R package version 1.8-4, 2022. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/mgcv/index.html>

XAVIER, J. H. D. A.; CORDEIRO, C. A. M. M.; TENÓRIO, G. D.; DINIZ, A. D. F.; PAULO JÚNIOR, E. P. N.; ROSA, R. S.; ROSA, I. L. Fish assemblage of the Mamanguape Environmental Protection Area, NE Brazil: abundance, composition and microhabitat availability along the mangrove-reef gradient. **Neotropical Ichthyology** v. 10, p. 109-122, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1679-62252012000100011>

ZOBEL, M. The relative role of species pools in determining plant species richness. An alternative explanation of species coexistence?. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 12, p. 266–269, 1997. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(97\)01096-3](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(97)01096-3)

**APÊNDICE A – Frequência de Ocorrência (%FO) e Porcentagem Numérica (%N) dos peixes capturados nos estuários dos rios Mamanguape, Paraíba e Gramame. Famílias ordenadas de acordo com Betancur-R *et al.* (2017).**

Famílias	Espécies	Mamanguape		Paraíba		Gramame	
		%FO	%N	%FO	%N	%FO	%N
Elopidae	<i>Elops saurus</i> Linnaeus 1766 - larva leptocephalus	-	-	3,90	0,07	-	-
Albulidae	<i>Albula vulpes</i> (Linnaeus 1758)	2,56	0,08	2,60	0,05	-	-
Muraenidae	<i>Gymnotorax funebris</i> Ranzani 1839	0,85	0,02	-	-	-	-
Clupeidae	<i>Harengula clupeola</i> (Cuvier 1829)	4,27	0,28	-	-	2,44	0,05
Engraulidae	<i>Lile piquitinga</i> (Schreiner & Miranda Ribeiro 1903)	13,68	4,32	1,30	0,02	17,07	0,86
	<i>Opisthonema oglinum</i> (Lesueur 1818)	0,85	0,02	1,30	0,02	-	-
	<i>Rhinosardinia bahiensis</i> (Steindachner 1879)	8,55	3,96	14,29	9,49	14,63	4,08
	<i>Anchoa hepsetus</i> (Linnaeus 1758)	10,26	6,96	9,09	0,57	-	-
	<i>Anchoa januaria</i> (Steindachner 1879)	9,40	3,15	22,08	5,37	4,88	0,10
	<i>Anchoa lyolepis</i> (Evermann & Marsh 1900)	-	-	-	-	2,44	0,15
	<i>Anchoa marinii</i> Hildebrand 1943	3,42	0,83	2,60	0,07	-	-
	<i>Anchoa spinifer</i> (Valenciennes 1848)	-	-	1,30	0,05	-	-
	<i>Anchoa tricolor</i> (Spix & Agassiz 1829)	3,42	0,10	2,60	0,05	4,88	0,10
	<i>Anchovia clupeoides</i> (Swainson 1839)	12,82	12,88	7,79	0,73	2,44	0,10
	<i>Anchoviella brevirostris</i> (Günther 1868)	0,85	0,02	-	-	-	-
	<i>Anchoviella lepidentostole</i> (Fowler 1911)	0,85	0,02	14,29	0,73	-	-
	<i>Cetengraulis edentulus</i> (Cuvier 1829)	5,98	2,00	15,58	16,27	-	-
	Engraulidae - larva		7,69	0,65	10,39	3,12	2,44
Pristigasteridae	<i>Lycengraulis grossidens</i> (Spix & Agassiz 1829)	12,82	0,52	28,57	2,07	19,51	1,51
	<i>Chirocetrondon bleekermanus</i> (Poey 1867)	-	-	2,60	0,07	-	-
	<i>Pellona harroweri</i> (Fowler 1917)	-	-	5,19	0,91	-	-
Characidae	<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus 1758)	0,85	0,04	-	-	-	-
Ariidae	Ariidae sp.	-	-	1,30	0,05	-	-

## APÊNDICE A – (Continuação)

	<i>Cathorops agassizii</i> (Eigenmann & Eigenmann 1888)	0,85	0,02	-	-	-	-
	<i>Cathorops arenatus</i> (Valenciennes 1840)	0,85	0,02	2,60	0,16	-	-
	<i>Cathorops spixii</i> (Agassiz 1829)	0,85	0,06	-	-	-	-
	<i>Sciades couma</i> (Valenciennes 1840)	1,71	0,04	-	-	-	-
	<i>Sciades herzbergii</i> (Bloch 1794)	1,71	0,04	6,49	0,23	-	-
	<i>Sciades parkeri</i> (Traill 1832)	-	-	-	-	2,44	0,05
Batrachoididae	<i>Thalassophryne nattereri</i> Steindachner 1876	-	-	1,30	0,02	-	-
Syngnathidae	<i>Hippocampus reidi</i> Ginsburg 1933	1,71	0,04	-	-	-	-
	<i>Pseudophallus mindii</i> (Meek & Hildebrand 1923)	-	-	1,30	0,02	-	-
	<i>Syngnathus pelagicus</i> Linnaeus 1758	-	-	1,30	0,02	-	-
Dactylopteridae	<i>Dactylopterus volitans</i> (Linnaeus 1758)	0,85	0,02	-	-	-	-
Eleotridae	<i>Eleotris pisonis</i> (Gmelin 1789)	0,85	0,02	-	-	-	-
	<i>Guavina guavina</i> (Valenciennes 1837)	0,85	0,02	-	-	-	-
Gobiidae	<i>Bathygobius soporator</i> (Valenciennes 1837)	9,40	0,40	6,49	0,11	9,76	0,35
	<i>Ctenogobius boleosoma</i> (Jordan & Gilbert 1882)	10,26	0,44	5,19	0,23	29,27	2,12
	<i>Ctenogobius smaragdus</i> (Valenciennes 1837)	3,42	0,16	3,90	0,07	-	-
	<i>Gobionellus oceanicus</i> (Pallas 1770)	5,98	0,20	7,79	0,43	-	-
	<i>Ctenogobius stigmaticus</i> (Poey 1860)	0,85	0,04	-	-	-	-
	<i>Gobionellus stomatus</i> Starks 1913	3,42	0,08	2,60	0,16	4,88	0,15
Centropomidae	<i>Centropomus parallelus</i> Poey 1860	1,71	0,06	2,60	0,07	2,44	0,10
	<i>Centropomus pectinatus</i> Poey 1860	2,56	0,12	1,30	0,14	-	-
	<i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch 1792)	7,69	0,71	7,79	0,39	14,63	0,60
Polynemidae	<i>Polydactylus virginicus</i> (Linnaeus 1758)	0,85	0,02	23,38	2,94	-	-
Sphyraenidae	<i>Sphyraena barracuda</i> (Edwards 1771)	0,85	0,02	-	-	-	-
Carangidae	<i>Caranx latus</i> Agassiz 1831	24,79	3,98	16,88	0,91	19,51	0,81
	<i>Oligoplites palometa</i> (Cuvier 1832)	5,13	0,18	9,09	0,18	-	-
	<i>Oligoplites saurus</i> (Bloch & Schneider 1801)	5,98	0,26	12,99	1,07	-	-

## APÊNDICE A – (Continuação)

	<i>Selene vomer</i> (Linnaeus 1758)	1,71	0,04	5,19	0,09	-	-
	<i>Trachinotus carolinus</i> (Linnaeus 1766)	-	-	1,30	0,05	-	-
	<i>Trachinotus falcatus</i> (Linnaeus 1758)	1,71	0,06	5,19	0,09	-	-
	<i>Trachinotus goodei</i> Jordan & Evermann 1896	-	-	1,30	0,05	-	-
Achiridae	<i>Achirus achirus</i> (Linnaeus 1758)	0,85	0,02	-	-	-	-
	<i>Achirus declivis</i> Chabanaud 1940	6,84	0,20	3,90	0,11	-	-
	<i>Achirus lineatus</i> (Linnaeus 1758)	13,68	0,54	15,58	0,50	14,63	0,96
	<i>Trinectes microphthalmus</i> (Chabanaud 1928)	0,85	0,02	-	-	-	-
	<i>Trinectes paulistanus</i> (Miranda Ribeiro 1915)	-	-	2,60	0,09	9,76	0,45
Cynoglossidae	<i>Symphurus tessellatus</i> (Quoy & Gaimard 1824)	3,42	0,08	5,19	0,09	-	-
Cyclopsettidae	<i>Citharichthys arenaceus</i> Evermann & Marsh 1900	2,56	0,14	1,30	0,02	-	-
	<i>Citharichthys macrops</i> Dresel 1885	5,98	0,26	2,60	0,05	4,88	0,10
	<i>Citharichthys spilopterus</i> Günther 1862	15,38	2,14	7,79	0,25	9,76	0,30
	<i>Etropus crossotus</i> Jordan & Gilbert 1882	0,85	0,06	-	-	-	-
	<i>Syacium micrurum</i> Ranzani 1842	-	-	-	-	2,44	0,05
Atherinopsidae	<i>Atherinella blackburni</i> (Schultz 1949)	0,85	0,32	2,60	0,05	-	-
	<i>Atherinella brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard 1825)	54,70	22,32	48,05	35,88	53,66	53,93
Belonidae	<i>Strongylura</i> sp,	-	-	-	-	2,44	0,05
	<i>Strongylura marina</i> (Walbaum 1792)	1,71	0,04	-	-	-	-
	<i>Strongylura timucu</i> (Walbaum 1792)	11,11	0,57	12,99	0,32	17,07	0,55
Hemiramphidae	<i>Hyporhamphus</i> sp,	0,85	0,04	-	-	-	-
	<i>Hyporhamphus roberti</i> (Valenciennes 1847)	1,71	0,04	5,19	0,09	2,44	0,05
	<i>Hyporhamphus unifasciatus</i> (Ranzani 1841)	28,21	6,07	20,78	2,07	21,95	1,81
Poeciliidae	<i>Poecilia vivipara</i> Bloch & Schneider 1801	0,85	0,46	-	-	-	-
Mugilidae	<i>Mugil brevisrostris</i> (Ribeiro 1915)	0,85	0,02	5,19	0,16	2,44	0,10
	<i>Mugil curema</i> Valenciennes 1836	11,11	0,85	12,99	2,16	7,32	0,30
	<i>Mugil curvidens</i> Valenciennes 1836	-	-	2,60	0,20	12,20	0,91
	<i>Mugil liza</i> Valenciennes 1836	5,13	0,12	16,88	0,39	12,20	1,11

## APÊNDICE A – (Continuação)

	<i>Mugil rubrioculus</i> Harrison, Nirchio, Oliveira, Ron & Gaviria 2007	1,71	0,08	1,30	0,02	-	-
Sciaenidae	<i>Bairdiella ronchus</i> (Cuvier 1830)	0,85	0,02	-	-	-	-
	<i>Cynoscion acoupa</i> (Lacepède 1801)	-	-	2,60	0,05	-	-
	<i>Cynoscion leiarchus</i> (Cuvier 1830)	-	-	5,19	0,36	-	-
	<i>Cynoscion microlepidotus</i> (Cuvier 1830)	-	-	1,30	0,02	-	-
	<i>Isopisthus parvipinnis</i> (Cuvier 1830)	-	-	5,19	2,87	-	-
	<i>Macrodon ancylodon</i> (Bloch & Schneider 1801)	-	-	1,30	0,02	-	-
	<i>Menticirrhus americanus</i> (Linnaeus 1758)	-	-	3,90	0,07	-	-
	<i>Menticirrhus littoralis</i> (Holbrook 1847)	-	-	2,60	0,09	-	-
	<i>Ophioscion punctatissimus</i> Meek & Hildebrand 1925	1,71	0,12	3,90	0,11	-	-
	<i>Stellifer brasiliensis</i> (Schultz 1945)	1,71	0,16	-	-	-	-
	<i>Stellifer naso</i> (Jordan 1889)	3,42	0,14	-	-	-	-
	<i>Stellifer rastrifer</i> (Jordan 1889)	0,85	0,02	2,60	0,07	-	-
	<i>Stellifer stellifer</i> (Bloch 1790)	3,42	0,42	-	-	-	-
Gerreidae	<i>Diapterus auratus</i> Ranzani 1842	9,40	1,98	-	-	2,44	0,05
	<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier 1829)	21,37	5,93	7,79	2,59	19,51	0,45
	<i>Eucinostomus argenteus</i> Baird & Girard 1855	7,69	0,46	10,39	1,25	19,51	0,60
	<i>Eucinostomus gula</i> (Quoy & Gaimard 1824)	4,27	0,81	-	-	-	-
	<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker 1863)	18,80	1,49	2,60	0,09	19,51	1,11
	Gerreidae - larva	2,56	0,06	1,30	0,02	9,76	2,97
	<i>Gerres cinereus</i> (Walbaum 1792)	2,56	0,06	-	-	2,44	0,05
	<i>Ulaema lefroyi</i> (Goode 1874)	4,27	0,85	7,79	0,66	36,59	2,82
Ephippidae	<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet 1782)	4,27	0,14	6,49	0,27	-	-
Acanthuridae	<i>Acanthurus bahianus</i> Castelnau 1855	2,56	0,08	-	-	-	-
Haemulidae	<i>Anisotremus virginicus</i> (Linnaeus 1758)	0,85	0,02	-	-	-	-
	<i>Haemulon parra</i> (Desmarest 1823)	1,71	0,04	-	-	-	-
	<i>Haemulon plumieri</i> (Lacepède 1801)	0,85	0,02	-	-	-	-

## APÊNDICE A – (Continuação)

	<i>Haemulopsis corvinaeformis</i> (Steindachner 1868)	1,71	0,04	5,19	0,14	-	-
	<i>Pomadasys ramosus</i> (Poey 1860)	0,85	0,02	-	-	-	-
	<i>Paranisotremus moricandi</i> (Ranzani 1842)	0,85	0,02	-	-	-	-
	<i>Rhonciscus crocro</i> (Cuvier 1830)	0,85	0,02	-	-	-	-
Lutjanidae	<i>Lutjanus alexandrei</i> Moura & Lindeman 2007	1,71	0,08	-	-	-	-
	<i>Lutjanus analis</i> (Cuvier 1828)	1,71	0,06	-	-	2,44	0,05
	<i>Lutjanus apodus</i> (Walbaum 1792)	0,85	0,02	-	-	-	-
	<i>Lutjanus cyanopterus</i> (Cuvier 1828)	-	-	1,30	0,02	9,76	0,60
	<i>Lutjanus griseus</i> (Linnaeus 1758)	-	-	-	-	2,44	0,05
	<i>Lutjanus jocu</i> (Bloch & Schneider 1801)	5,13	0,14	9,09	0,25	-	-
Antennariidae	<i>Histrio histrio</i> (Linnaeus 1758)	-	-	1,30	0,02	-	-
Tetraodontidae	<i>Colomesus psittacus</i> (Bloch & Schneider 1801)	0,85	0,06	-	-	-	-
	<i>Lagocephalus laevigatus</i> (Linnaeus 1766)	-	-	1,30	0,02	2,44	0,05
	<i>Sphoeroides greeleyi</i> Gilbert 1900	8,55	1,39	10,39	0,52	34,15	7,31
	<i>Sphoeroides spengleri</i> (Bloch 1785)	0,85	0,02	-	-	-	-
	<i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus 1758)	36,75	7,67	16,88	0,91	36,59	10,89
Serranidae	<i>Epinephelus adscensionis</i> (Osbeck 1765)	0,85	0,02	-	-	-	-
	<i>Rypticus randalli</i> Courtenay 1967	4,27	0,30	-	-	-	-
	<i>Serranus phoebe</i> Poey 1851	0,85	0,02	-	-	-	-

**APÊNDICE B – Fator de inflação da variância (VIF) das variáveis ambientais e de paisagem após a remoção das variáveis altamente colineares ( $VIF > 10$ ) nos estuários dos rios Mamanguape, Paraíba e Gramame.**

<b>Estuários</b>	<b>Variáveis preditoras</b>	<b>VIF</b>
Geral	Temperatura	1,87
	Transparência	2,02
	Profundidade	1,57
	Salinidade	2,67
	NOx	2,67
	Amônia	5,04
	Areia fina	2,36
	Matéria orgânica	2,62
	Foz	3,71
	Largura do estuário	5,30
	Cobertura florestal	5,36
	Agricultura	2,86
	Carcinicultura	3,76
	Assentamento humano	2,96
Mamanguape	Salinidade	2,01
	Profundidade	1,69
	Fósforo total	2,31
	Ortofosfato	3,27
	NH3	3,14
	NOx	3,18
	Areia fina	2,80
	Matéria orgânica	3,17
	Cobertura florestal	4,62
	Agricultura	2,97
Paraíba	Salinidade	6,31
	Temperatura	2,20
	Transparência	1,84
	Profundidade	1,82
	Fósforo total	1,43
	NOx	3,45
	Areia grossa	1,32
	Matéria orgânica	2,11
	Assentamento humano	6,56
Gramame	Salinidade	3,71
	Temperatura	2,08
	Transparência	4,87
	Profundidade	5,46
	Fósforo total	2,49
	Areia fina	7,58
	Matéria orgânica	4,93
	Largura do estuário	2,47
Cobertura florestal	5,50	



APÊNDICE C – Valores dos resultados da análise de redundância relação das variáveis ambientais e espaciais com as estruturas de metacomunidades de peixes estuarinos selecionadas pelo procedimento *Forward selection*.

<b>Componentes/Variáveis</b>	<b>Paisagem</b>		<b>Mamanguape</b>		<b>Paraíba</b>		<b>Gramame</b>	
<b>Variáveis abióticas</b>	R <sup>2</sup> ajustado	<i>p</i>	R <sup>2</sup> ajustado	<i>p</i>	R <sup>2</sup> ajustado	<i>p</i>	R <sup>2</sup> ajustado	<i>p</i>
Salinidade	-	-	0,08	0,009	0,09	0,004	-	-
Transparência	0,02	0,001	-	-	-	-	-	-
Profundidade	0,01	0,02	-	-	-	-	-	-
Areia fina	-	-	-	-	-	-	0,32	0,0004
Matéria orgânica	0,05	0,0001	0,05	0,0001	-	-	-	-
Fósforo total	-	-	-	-	0,02	0,04	-	-
NOx	0,01	0,002	0,04	0,005	0,06	0,007	-	-
Foz	0,03	0,0003	-	-	-	-	-	-
Cobertura florestal	0,03	0,0001	0,02	0,04	-	-	-	-
Assentamento humano	0,02	0,02	-	-	0,05	0,0004	-	-
<b>Variáveis espaciais</b>								
PCNM 1	-	-	0,07	0,001	0,09	0,0004	0,13	0,01
PCNM 2	0,04	0,0001	0,08	0,0009	0,04	0,0003	-	-
PCNM 3	0,03	0,0003	-	-	-	-	-	-
PCNM 11	-	-	0,05	0,001	-	-	-	-
PCNM 13	-	-	-	-	0,03	0,003	-	-
PCNM 18	-	-	0,03	0,02	-	-	-	-
PCNM 20	0,03	0,0002	0,02	0,02	0,02	0,03	-	-
PCNM 21	-	-	0,03	0,02	-	-	-	-

**APÊNDICE D – Média e erro padrão e os resultados do teste não-paramétrico do Kruskal-Wallis e teste *parwise* não paramétrico de Dunn para as variáveis ambientais de 2011 a 2019 no estuário do rio Mamanguape.**

		Salinidade	Transparência (cm)	Pluviosidade (mm)
Kruskal-Wallis	$\chi^2$	<b>48,55</b>	<b>55,31</b>	4,67
	<i>p</i>	<b>&lt;0,0001</b>	<b>&lt;0,0001</b>	0,5
Dunn				
2012 vs. 2011	<i>z</i>	2,38	1,89	<b>2,00</b>
	<i>p</i>	0,2	0,06	<b>0,04</b>
2013 vs. 2011	<i>z</i>	1,83	1,47	0,61
	<i>p</i>	0,07	0,1	0,5
2014 vs. 2011	<i>z</i>	<b>3,35</b>	1,75	0,66
	<i>p</i>	<b>0,0008</b>	0,08	0,5
2015 vs. 2011	<i>z</i>	<b>4,29</b>	1,68	1,11
	<i>p</i>	<b>&lt;0,0001</b>	0,09	0,3
2016 vs. 2011	<i>z</i>	0,54	<b>5,57</b>	1,08
	<i>p</i>	0,6	<b>&lt;0,0001</b>	0,3
2019 vs. 2011	<i>z</i>	<b>4,53</b>	0,4	0,57
	<i>p</i>	<b>&lt;0,0001</b>	0,7	0,6
2013 vs. 2012	<i>z</i>	0,54	0,43	1,39
	<i>p</i>	0,6	0,7	0,2
2014 vs. 2012	<i>z</i>	0,2	0,63	1,34
	<i>p</i>	0,8	0,5	0,2
2015 vs. 2012	<i>z</i>	0,92	0,75	0,89
	<i>p</i>	0,3	0,4	0,4
2016 vs. 2012	<i>z</i>	<b>2,27</b>	<b>2,6</b>	0,92
	<i>p</i>	<b>0,02</b>	<b>0,009</b>	0,35
2019 vs. 2012	<i>z</i>	1,42	1,68	1,43
	<i>p</i>	0,1	0,09	0,1
2014 vs. 2013	<i>z</i>	0,89	0,11	0,05
	<i>p</i>	0,4	0,9	0,0,9
2015 vs. 2013	<i>z</i>	0,65	0,23	0,5
	<i>p</i>	0,1	0,8	0,6
2016 vs. 2013	<i>z</i>	1,65	<b>3,23</b>	0,47
	<i>p</i>	0,1	<b>0,001</b>	0,6
2019 vs. 2013	<i>z</i>	<b>2,1</b>	1,21	0,04
	<i>p</i>	<b>0,03</b>	0,2	0,9
2015 vs. 2014	<i>z</i>	1,06	0,16	0,45
	<i>p</i>	0,3	0,9	0,6
2016 vs. 2014	<i>z</i>	<b>3,72</b>	<b>4,84</b>	0,42
	<i>p</i>	<b>0,0002</b>	<b>&lt;0,0001</b>	0,7
2019 vs. 2014	<i>z</i>	1,7	1,5	0,09
	<i>p</i>	0,9	0,1	0,9

## APÊNDICE D – (Continuação)

2016 vs. 2015	<i>z</i>	<b>5,05</b>	<b>5,3</b>	0,03
	<i>p</i>	<b>&lt;0,0001</b>	<b>&lt;0,0001</b>	0,9
2019 vs. 2015	<i>z</i>	0,82	1,42	0,54
	<i>p</i>	0,4	0,1	0,6
2019 vs. 2016	<i>z</i>	<b>5,07</b>	<b>5,88</b>	0,51
	<i>p</i>	<b>&lt;0,0001</b>	<b>&lt;0,0001</b>	0,6

**APÊNDICE E – Frequência de Ocorrência (%FO) e Porcentagem Numérica (%N) dos peixes capturados nos estuários dos rios Mamanguape entre 2011 a 2019. Famílias ordenadas de acordo com Betancur-R *et al.* (2017).**

Família/Espécies	2011			2012			2013			2014			2015			2016			2019		
	%FN	%FO	%B	%FN	%FO	%B	%FN	%FO	%B	%FN	%FO	%B	%FN	%FO	%B	%FN	%FO	%B	%FN	%FO	%B
<b>Dasyatidae</b>																					
<i>Hypanus guttatus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<0,01	0,37	0,07	-	-	-
<b>Elopidae</b>																					
<i>Elops saurus</i> (Linnaeus, 1766)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	0,37	<0,01	0,07	3,11	<0,01	0,01	1,11	0,02	-	-	-
<b>Albulidae</b>																					
<i>Albula vulpes</i> (Linnaeus, 1758)	0,08	4,62	0,01	0,04	2,15	-	-	-	-	0,02	1,11	<0,01	0,11	5,19	0,00	-	-	-	0,02	0,88	<0,01
<b>Megalopidae</b>																					
<i>Megalops atlanticus</i> Valenciennes, 1847	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,02	1,48	0,53	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Muraenidae</b>																					
<i>Gymnothorax funebris</i> Ranzani, 1839	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	1,11	0,60	0,02	0,88	0,01
<i>Gymnothorax ocellatus</i> (Agassiz, 1831)	-	-	-	-	-	-	0,04	1,37	-	0,01	0,74	0,03	<0,01	0,35	<0,01	<0,01	0,37	0,03	-	-	-
<b>Ophichthidae</b>																					
<i>Myrichthys ocellatus</i> (Lesueur, 1825)	0,02	1,54	0,19	-	-	-	-	-	-	0,01	0,37	0,04	0,01	0,69	<0,01	<0,01	0,37	0,02	-	-	-
<i>Ophichthus cylindroideus</i> (Ranzani, 1839)	-	-	-	-	-	-	0,04	1,37	0,31	-	-	-	-	-	-	0,01	0,74	0,11	-	-	-
<i>Ophichthus gomesii</i> (Castelnau, 1855)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<0,01	0,37	<0,01	-	-	-
<b>Moringuidae</b>																					
<i>Moringua edwardsi</i> (Jordan & Bollman, 1889)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<0,01	0,35	<0,01	-	-	-	-	-	-
<b>Engraulidae</b>																					

**APÊNDICE E – (Continuação)**

<i>Anchoa hepsetus</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9,67	19,72	0,07	0,68	5,17	0,05	7,00	10,53	0,01
<i>Anchoa januaria</i> (Steindachner, 1879)	0,51	6,15	0,11	0,02	1,08	0,01	7,34	10,96	6,26	1,63	13,33	0,36	2,00	13,84	0,01	0,64	4,80	0,04	3,79	10,53	<0,01	
<i>Anchoa lyolepis</i> (Evermann & Marsh, 1900)	-	-	-	-	-	-	0,04	1,37	0,05	0,67	7,41	0,31	0,27	5,88	<0,01	0,37	3,69	0,03	-	-	-	
<i>Anchoa marinii</i> (Hildebrand, 1943)	-	-	-	0,11	1,08	0,03	0,38	6,85	0,15	8,70	15,93	7,77	0,25	3,46	<0,01	0,08	2,58	0,01	0,18	2,63	<0,01	
<i>Anchoa spinifer</i> (Valenciennes, 1848)	-	-	-	8,15	6,45	2,65	0,04	1,37	0,32	0,10	2,22	0,24	1,84	4,84	<0,01	2,50	14,39	1,46	-	-	-	
<i>Anchoa tricolor</i> (Spix & Agassiz, 1829)	-	-	-	-	-	-	0,08	1,37	0,20	7,11	20,37	1,54	0,19	7,61	<0,01	2,50	4,06	0,11	0,08	2,63	<0,01	
<i>Anchovia clupeioides</i> (Swainson, 1839)	0,37	3,85	0,38	0,38	3,23	1,84	0,13	2,74	1,59	0,03	1,11	0,18	0,06	1,38	<0,01	1,48	9,96	1,35	13,53	14,04	0,09	
<i>Anchoviella</i> <i>brevirostris</i> (Günther, 1868)	-	-	-	0,04	1,08	<0,01	0,08	1,37	0,04	0,37	5,56	0,03	1,29	7,61	<0,01	0,08	1,11	0,00	0,02	0,88	<0,01	
<i>Anchoviella</i> <i>lepidostole</i> (Fowler, 1911)	0,98	6,15	0,47	0,23	2,15	0,01	0,92	6,85	0,13	6,68	15,93	0,59	0,69	9,00	<0,01	8,76	12,18	0,17	0,02	0,88	<0,01	
<i>Cetengraulis</i> <i>edentulus</i> (Cuvier, 1829)	0,02	1,54	0,01	0,02	1,08	0,05	0,04	1,37	0,31	0,03	0,74	0,10	0,05	1,73	<0,01	0,00	0,37	0,00	2,00	6,14	0,01	
<i>Lycengraulis</i> <i>grossidens</i> (Spix & Agassiz, 1829)	18,20	40,77	9,91	16,06	51,61	4,75	8,64	38,36	10,77	2,97	23,70	3,03	9,21	30,80	0,03	0,71	18,82	0,13	0,56	14,04	<0,01	
<b>Clupeidae</b>																						
<i>Harengula clupeola</i> (Cuvier, 1829)	0,42	5,38	0,39	-	-	-	0,08	2,74	0,15	0,16	2,96	0,17	0,54	4,15	0,01	0,08	1,11	0,04	0,28	4,39	<0,01	
<i>Lile piquitinga</i> (Schreiner & Miranda Ribeiro, 1903)	0,56	5,38	1,01	0,02	1,08	0,04	-	-	-	1,18	5,19	0,52	0,16	3,81	<0,01	0,04	1,85	-	4,18	14,04	0,06	





**APÊNDICE E – (Continuação)**

<i>Dactylopterus volitans</i> (Linnaeus, 1758)	0,03	2,31	0,04	0,02	1,08	0,01	-	-	-	0,03	2,22	0,07	0,06	4,50	<0,01	0,01	1,11	0,01	0,02	0,88	<0,01
<b>Mullidae</b>																					
<i>Pseudupeneus maculatus</i> (Bloch, 1793)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,02	1,73	<0,01	-	-	-	-	-	-
<b>Eleotridae</b>																					
<i>Eleotris pisonis</i> (Gmelin, 1789)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<0,01	0,35	<0,01	-	-	-	0,02	0,88	<0,01
<i>Erotelis smaragdus</i> (Valenciennes, 1837)	0,15	6,15	0,06	0,32	6,45	0,19	0,04	1,37	<0,01	0,04	1,85	0,03	0,01	0,69	<0,01	0,01	1,11	<0,01	-	-	-
<i>Guavina guavina</i> (Valenciennes, 1837)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	0,74	0,13	0,02	0,88	<0,01
<b>Gobiidae</b>																					
<i>Bathygobius soporator</i> (Valenciennes, 1837)	0,29	10,77	0,59	0,78	17,20	1,37	0,21	2,74	0,62	0,30	10,37	0,61	0,39	15,57	0,01	0,83	24,35	0,65	0,36	8,77	<0,01
<i>Ctenogobius boleosoma</i> (Jordan & Gilbert, 1882)	0,39	7,69	0,03	0,63	12,90	0,04	0,84	12,33	0,09	12,09	47,78	1,11	1,72	35,29	<0,01	0,28	11,81	0,02	0,38	9,65	<0,01
<i>Ctenogobius shufeldtii</i> (Jordan & Eigenmann, 1887)	-	-	-	-	-	-	0,04	1,37	0,01	0,46	7,41	0,02	-	-	-	<0,01	0,37	<0,01	-	-	-
<i>Ctenogobius smaragdus</i> (Valenciennes, 1837)	0,19	6,92	0,08	0,63	11,83	0,38	0,04	1,37	<0,01	0,17	5,56	0,11	<0,01	0,35	<0,01	0,04	2,21	0,01	0,18	4,39	<0,01
<i>Ctenogobius stigmaticus</i> (Poey, 1860)	0,15	5,38	<0,01	0,21	5,38	0,07	0,08	1,37	<0,01	0,04	2,22	0,07	0,01	0,69	<0,01	0,11	1,48	<0,01	0,04	0,88	<0,01
<i>Evorthodus lyricus</i> (Girard, 1858)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	0,74	<0,01	-	-	-	0,04	1,48	0,01	-	-	-



**APÊNDICE E – (Continuação)**

<i>Gobionellus oceanicus</i> (Pallas, 1770)	-	-	-	0,51	18,28	2,50	-	-	0,51	0,03	1,85	0,23	0,02	1,73	<0,01	0,49	10,33	0,87	0,20	6,14	0,01
<i>Gobionellus stomatus</i> Starks, 1913	0,20	6,92	0,04	1,29	27,96	0,92	0,04	1,37	0,01	0,76	14,07	0,15	0,12	3,46	<0,01	0,13	6,64	0,10	0,08	3,51	<0,01
<i>Microgobius meeki</i> Evermann & Marsh, 1899	-	-	-	0,08	3,23	0,43	0,08	1,37	0,01	-	-	-	-	-	-	0,02	1,48	<0,01	-	-	-
<b>Centropomidae</b>																					
<i>Centropomus ensiferus</i> Poey, 1860	-	-	-	0,02	1,08	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<0,01	0,37	<0,01	-	-	-
<i>Centropomus parallelus</i> Poey, 1860	-	-	-	0,21	4,30	0,24	-	-	-	0,03	1,48	0,01	0,11	1,73	<0,01	0,27	8,86	0,17	0,06	1,75	<0,01
<i>Centropomus pectinatus</i> Poey, 1860	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,75	12,18	0,92	0,12	2,63	<0,01
<i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch, 1792)	-	-	-	0,40	5,38	2,54	0,08	1,37	0,69	0,09	4,81	0,57	0,09	4,15	0,01	0,59	15,13	1,03	0,71	7,89	0,01
<b>Polynemidae</b>																					
<i>Polydactylus oligodon</i> (Günther, 1860)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<0,01	0,37	<0,01	-	-	-
<i>Polydactylus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	1,03	16,92	0,52	1,79	9,68	4,86	1,26	6,85	1,30	0,01	0,37	0,05	0,35	8,65	<0,01	0,11	6,64	0,33	0,02	0,88	<0,01
<b>Sphyraenidae</b>																					
<i>Sphyraena barracuda</i> (Edwards, 1771)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,03	1,85	0,32	0,01	1,04	<0,01	0,06	3,69	0,21	0,02	0,88	<0,01
<i>Sphyraena guachancho</i> Cuvier, 1829	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,02	0,74	0,12	<0,01	0,35	<0,01	-	-	-	-	-	-
<b>Carangidae</b>																					
<i>Caranx hippos</i> (Linnaeus, 1766)	-	-	-	0,21	6,45	0,38	-	-	-	-	-	-	0,19	6,92	<0,01	0,38	16,24	0,35	-	-	-

## APÊNDICE E – (Continuação)

<i>Caranx latus</i> Agassiz, 1831	0,88	15,38	0,90	0,25	6,45	0,30	0,63	15,07	0,98	0,67	20,74	1,20	2,18	31,14	0,02	1,80	41,70	0,61	3,97	25,44	0,02
<i>Chloroscombrus</i> <i>chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)	0,02	1,54	<0,01	-	-	-	-	-	-	0,03	1,48	<0,01	0,10	1,38	<0,01	0,01	0,74	<0,01	-	-	-
<i>Oligoplites</i> <i>palometa</i> (Cuvier, 1832)	0,03	1,54	0,06	0,53	8,60	0,10	0,55	9,59	0,40	0,13	7,04	0,07	0,11	5,88	<0,01	0,16	6,64	0,05	0,18	5,26	<0,01
<i>Oligoplites saliens</i> (Bloch, 1793)	-	-	-	-	-	-	0,04	1,37	0,06	0,13	5,19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Oligoplites saurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	0,27	10,00	0,15	0,11	4,30	0,08	0,21	4,11	0,20	0,16	4,81	0,14	0,38	17,30	<0,01	0,11	7,38	0,02	0,26	6,14	<0,01
<i>Selene setapinnis</i> (Mitchill, 1815)	0,02	1,54	<0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Selene vomer</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	-	0,06	3,23	0,19	-	-	-	0,05	2,96	0,04	0,03	3,11	<0,01	0,00	0,37	0,00	0,04	1,75	<0,01
<i>Trachinotus</i> <i>carolinus</i> (Linnaeus, 1766)	0,56	9,23	0,35	0,21	7,53	0,20	0,63	13,70	0,68	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trachinotus falcatus</i> (Linnaeus, 1758)	0,10	3,85	0,08	0,51	9,68	3,88	-	-	-	0,06	2,96	0,08	0,12	5,19	<0,01	0,02	1,85	0,01	0,06	1,75	<0,01
<i>Trachinotus goodei</i> Jordan & Evermann, 1896	0,49	12,31	1,05	0,06	1,08	0,14	0,17	2,74	2,21	-	-	-	0,19	6,23	<0,01	-	-	-	-	-	-
<b>Echeneidae</b>																					
<i>Echeneis naucrates</i> Linnaeus, 1758	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,02	1,48	0,11	-	-	-
<b>Achiridae</b>																					
<i>Achirus achirus</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,07	4,80	0,76	0,02	0,88	0,01
<i>Achirus declivis</i> Chabanaud, 1940	-	-	-	-	-	-	0,42	8,22	1,68	0,03	1,11	0,55	0,01	0,35	<0,01	0,04	2,95	0,27	0,20	7,02	0,01
<i>Achirus lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	0,47	9,23	0,36	0,95	21,51	1,55	0,92	13,70	3,45	0,18	8,52	0,27	0,63	26,64	0,01	1,54	31,37	0,96	1,33	14,04	0,01

**APÊNDICE E – (Continuação)**

<i>Gymnachirus nudus</i> Kaup, 1858	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<0,01	0,35	<0,01	-	-	-	-	-	-
<i>Trinectes</i> <i>microphthalmus</i> (Chabanaud, 1928)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	0,37	<0,01	0,01	1,38	<0,01	0,01	0,74	0,01	0,02	0,88	<0,01		
<i>Trinectes</i> <i>paulistanus</i> (Miranda Ribeiro, 1915)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,33	1,38	<0,01	0,13	4,43	0,14	-	-	-		
<b>Cynoglossidae</b>																							
<i>Symphurus</i> <i>tessellatus</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	0,44	10,77	1,29	0,72	15,05	0,67	0,34	8,22	0,52	0,06	2,59	0,26	0,08	4,15	<0,01	0,35	9,96	0,42	0,14	4,39	<0,01		
<b>Cyclopsettidae</b>																							
<i>Citharichthys</i> <i>arenaceus</i> Evermann & Marsh, 1900	0,12	5,38	0,36	0,15	5,38	0,10	0,04	1,37	0,06	0,01	0,74	0,01	0,05	3,11	<0,01	0,19	8,49	0,11	0,12	1,75	<0,01		
<i>Citharichthys</i> <i>cornutus</i> (Günther, 1880)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,02	1,73	<0,01	-	-	-	-	-		
<i>Citharichthys</i> <i>macrops</i> Dresel, 1885	0,66	10,77	0,35	2,41	25,81	2,05	0,80	9,59	0,49	0,20	8,89	0,11	0,29	14,19	0,00	1,03	32,84	0,21	0,34	7,89	<0,01		
<i>Citharichthys</i> <i>spilopterus</i> Günther, 1862	0,20	6,92	0,37	0,63	8,60	2,66	0,38	6,85	2,05	0,27	8,89	0,64	0,25	15,22	0,01	1,75	33,58	2,96	2,04	14,91	0,04		
<i>Etropus crossotus</i> Jordan & Gilbert, 1882	0,02	1,54	<0,01	-	-	-	-	-	-	0,01	0,74	0,06	0,01	0,69	<0,01	0,01	1,11	<0,01	0,06	0,88	<0,01		
<i>Syacium micrurum</i> Ranzani, 1842	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	0,37	0,04	0,01	1,04	<0,01	-	-	-	-	-	-		
<b>Paralichthyidae</b>																							
<i>Paralichthys</i> <i>brasiliensis</i> (Ranzani, 1842)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	0,37	0,04	<0,01	0,35	<0,01	-	-	0,01	-	-	-		
<b>Cichlidae</b>																							

## APÊNDICE E – (Continuação)

<i>Coptodon rendalli</i> (Boulenger, 1897)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	0,69	0,00	0,01	0,74	0,01	-	-	-
<b>Atherinopsidae</b>																						
<i>Atherinella</i>																						
<i>blackburni</i> (Schultz, 1949)	0,15	4,62	0,21	0,08	3,23	0,07	0,63	6,85	0,31	0,66	4,44	0,34	0,08	2,08	<0,01	-	-	-	0,38	1,75	<0,01	
<i>Atherinella</i> <i>brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1825)	10,81	33,85	8,66	15,95	45,16	9,72	38,02	54,79	28,05	17,81	61,11	16,10	23,75	78,89	0,18	20,29	47,97	5,31	21,74	54,39	0,10	
<b>Belonidae</b>																						
<i>Strongylura marina</i> (Walbaum, 1792)	-	-	-	-	-	-	0,21	4,11	0,30	0,20	4,81	0,33	0,03	1,73	<0,01	<0,01	0,37	<0,01	0,04	1,75	<0,01	
<i>Strongylura timucu</i> (Walbaum, 1792)	0,02	1,54	0,00	0,17	5,38	0,35	0,04	1,37	0,20	0,08	4,44	0,21	0,18	12,46	<0,01	0,25	13,28	0,20	0,50	10,53	0,01	
<b>Hemiramphidae</b>																						
<i>Hyporhamphus</i>																						
<i>roberti</i> (Valenciennes, 1847)	-	-	-	-	-	-	0,13	2,74	0,24	0,20	1,11	0,50	0,07	3,11	<0,01	-	-	-	0,04	1,75	<0,01	
<i>Hyporhamphus</i> <i>unifasciatus</i> (Ranzani, 1841)	1,87	20,00	3,19	5,28	24,73	5,96	5,33	27,40	8,20	2,28	26,67	4,52	3,00	40,14	0,03	1,94	30,26	1,48	6,09	28,95	0,06	
<b>Poeciliidae</b>																						
<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859																						
<i>Poecilia vivipara</i> Bloch & Schneider, 1801	-	-	-	-	-	-	9,23	5,48	3,67	0,23	1,48	0,04	0,27	2,08	<0,01	3,79	3,32	0,67	0,46	0,88	<0,01	
<b>Mugilidae</b>																						
<i>Mugil brevisrostris</i> (Ribeiro, 1915)																						
<i>Mugil curema</i> Valenciennes, 1836	1,74	9,23	0,71	2,19	16,13	0,46	0,25	5,48	0,06	0,24	3,33	0,05	2,37	25,26	0,01	2,64	3,69	0,13	0,02	0,88	<0,01	
<i>Mugil curvidens</i> Valenciennes, 1836	0,32	5,38	0,43	4,47	20,43	2,74	0,25	6,85	0,30	7,92	14,07	1,04	1,45	19,03	0,01	2,11	14,02	0,24	0,85	11,40	0,01	
<i>Mugil curvidens</i> Valenciennes, 1836	0,15	2,31	0,09	-	-	-	0,04	1,37	1,44	0,11	2,22	0,06	<0,01	0,35	<0,01	0,04	1,11	0,04	-	-	-	



**APÊNDICE E – (Continuação)**

<i>Stellifer brasiliensis</i> (Schultz, 1945)	0,07	2,31	0,08	-	-	0,22	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,03	1,11	0,05	0,16	1,75	0,01
<i>Stellifer naso</i> (Jordan, 1889)	0,02	1,54	0,02	0,02	1,08	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<0,01	0,37	0,02	0,14	3,51	0,01
<i>Stellifer rastrifer</i> (Jordan, 1889)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,02	1,04	<0,01	-	-	-	0,02	0,88	-
<i>Stellifer stellifer</i> (Bloch, 1790)	-	-	-	0,02	1,08	0,19	0,04	1,37	0,50	-	-	-	<0,01	0,35	<0,01	0,02	1,48	0,03	0,42	3,51	<0,01
<b>Gerreidae</b>																					
<i>Diapterus auratus</i> Ranzani, 1842	-	-	-	-	-	-	2,27	5,48	1,72	1,18	5,93	0,65	0,59	11,07	0,01	8,01	45,76	2,57	1,88	8,77	0,01
<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier, 1829)	0,07	3,08	0,16	0,08	2,15	0,03	0,80	1,37	0,44	0,17	5,19	0,06	0,23	7,96	<0,01	1,66	24,35	0,68	5,99	22,81	0,03
<i>Eucinostomus</i> <i>argenteus</i> Baird & Girard, 1855	1,11	12,31	0,59	1,60	10,75	1,45	3,36	13,70	1,70	3,92	25,56	1,80	1,44	31,49	0,02	1,20	19,56	0,90	0,58	8,77	<0,01
<i>Eucinostomus gula</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	0,02	1,54	0,01	0,02	1,08	0,09	-	-	-	0,01	0,37	0,01	<0,01	0,35	<0,01	0,02	1,48	0,02	0,16	2,63	<0,01
<i>Eucinostomus</i> <i>melanopterus</i> (Bleeker, 1863)	0,54	6,15	0,03	3,82	15,05	0,38	1,17	9,59	0,24	4,47	21,48	0,54	4,63	39,79	0,01	3,41	27,31	0,29	2,18	20,18	0,01
<i>Eugerres</i> <i>brasilianus</i> (Cuvier, 1830)	0,32	9,23	0,39	3,36	21,51	1,31	5,46	19,18	3,43	2,06	15,93	0,69	0,21	5,19	<0,01	0,01	0,74	<0,01	-	-	-
<i>Gerres cinereus</i> (Walbaum, 1792)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	2,63	<0,01
<i>Ulaema lefroyi</i> (Goode, 1874)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,31	6,30	0,24	1,56	16,61	0,01	0,01	0,74	0,01	0,85	4,39	<0,01
<b>Labridae</b>																					
<i>Nicholsina usta</i> (Valenciennes, 1840)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,02	1,11	0,19	0,26	5,54	<0,01	0,01	0,74	<0,01	-	-	-
<b>Ephippidae</b>																					
<i>Chaetodipterus</i> <i>faber</i> (Broussonet, 1782)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,27	8,15	0,29	0,17	9,34	0,00	0,10	6,64	0,41	0,14	4,39	0,01

**APÊNDICE E – (Continuação)**
**Acanthuridae**

*Acanthurus bahianus* Castelnau, 1855 0,02 0,77 <0,01 - - - - - - - - - - - - - 0,01 0,74 <0,01 - 3,51 <0,01

*Acanthurus chirurgus* (Bloch, 1787) - - - - - - - - - 0,02 0,37 0,03 0,01 1,04 <0,01 <0,01 0,37 <0,01 - - -

**Haemulidae**

*Anisotremus surinamensis* (Bloch, 1791) - - - - - - - - - 0,05 0,74 0,07 0,02 0,35 <0,01 - - - - - -

*Anisotremus virginicus* (Linnaeus, 1758) - - - - - - - - - - - - - - - - - - - 0,02 0,88 <0,01

*Conodon nobilis* (Linnaeus, 1758) 0,29 1,54 0,51 - - 0,52 - - - - - - - 0,38 1,73 0,01 - - - - - -

*Genyatremus luteus* (Bloch, 1790) - - - - - - - - - - - - - - - 0,01 1,11 0,01 - - - - - -

*Haemulon parra* (Desmarest, 1823) - - - - - - - - - - - - - 0,12 1,04 <0,01 - - - 0,04 0,88 <0,01

*Haemulon plumieri* (Lacepède, 1801) - - - - - - - - - - - - - - - - - - - 0,02 0,88 <0,01

*Haemulon steindachneri* (Jordan & Gilbert, 1882) - - - - - - - - - - - - - - - - - - - 0,02 0,88 <0,01

*Haemulopsis corvinaeformis* (Steindachner, 1868) 0,24 4,62 1,91 - - 0,01 - - - 0,19 4,44 0,60 0,69 12,11 0,02 <0,01 0,37 <0,01 0,04 1,75 <0,01

*Orthopristis rubra* (Cuvier, 1830) - - - - - - - - - - - - - <0,01 0,35 <0,01 - - - - - -

*Paranisotremus moricandi* (Ranzani, 1842) - - - - - - - - - - - - - - - - - - - 0,02 0,88 <0,01

*Pomadasyus ramosus* (Poey, 1860) 0,03 1,54 0,04 - - - - - - - - - <0,01 0,35 <0,01 0,01 0,37 0,01 0,02 0,88 <0,01

## APÊNDICE E – (Continuação)

<i>Rhonciscus crocro</i> (Cuvier, 1830)	0,08	1,54	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<0,01	0,37	0,01	0,02	0,88	<0,01
<b>Lutjanidae</b>																						
<i>Lutjanus alexandrei</i> Moura & Lindeman, 2007	-	-	-	-	-	-	0,08	1,37	0,02	0,18	3,70	1,98	0,05	1,73	<0,01	0,12	6,27	0,29	0,08	1,75	0,01	
<i>Lutjanus analis</i> (Cuvier, 1828)	-	-	-	-	-	-	0,25	4,11	0,97	0,09	2,59	0,37	0,17	5,19	0,01	0,02	1,85	-	0,06	1,75	<0,01	
<i>Lutjanus apodus</i> (Walbaum, 1792)	-	-	-	0,02	1,08	0,01	-	-	-	-	-	-	0,01	0,69	<0,01	0,11	3,32	0,07	0,02	0,88	<0,01	
<i>Lutjanus</i> <i>cyanopterus</i> (Cuvier, 1828)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	0,74	<0,01	0,09	4,84	<0,01	0,08	2,58	0,01	-	-	-	
<i>Lutjanus griseus</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,02	1,48	0,05	0,01	0,35	<0,01	0,01	0,74	0,00	-	-	-	
<i>Lutjanus jocu</i> (Bloch & Schneider, 1801)	-	-	-	0,02	1,08	0,44	-	-	-	0,03	1,48	0,01	0,01	1,04	<0,01	0,26	12,55	0,34	0,14	5,26	0,02	
<i>Lutjanus synagris</i> (Linnaeus, 1758)	0,29	6,92	1,09	0,11	5,38	0,17	0,08	2,74	0,07	0,26	7,78	0,51	0,20	6,57	<0,01	0,03	1,48	0,00	-	-	-	
<b>Sparidae</b>																						
<i>Pagrus pagrus</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	0,37	<0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<b>Antennariidae</b>																						
<i>Antennarius striatus</i> (Shaw, 1794)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<0,01	0,35	<0,01	-	-	-	-	-	
<b>Ogcocephalidae</b>																						
<i>Ogcocephalus</i> <i>vespertilio</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<0,01	0,37	0,01	-	-	-	
<b>Diodontidae</b>																						
<i>Chilomycterus</i> <i>antennatus</i> (Cuvier, 1816)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,02	1,48	<0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Chilomycterus</i> <i>antillarum</i> Jordan & Rutter, 1897	0,03	2,31	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<0,01	0,37	0,00	-	-	-	



**APÊNDICE E – (Continuação)**

<i>Chilomycterus spinosus</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	-	0,04	1,37	0,06	-	-	-	0,01	1,04	<0,01	-	-	-	-	-	-
<b>Tetraodontidae</b>																					
<i>Colomesus psittacus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	-	-	-	0,15	3,23	9,11	-	-	-	0,08	3,33	4,32	0,01	1,38	<0,01	0,54	16,97	9,80	0,16	1,75	0,02
<i>Lagocephalus laevigatus</i> (Linnaeus, 1766)	0,03	2,31	1,87	-	-	-	-	-	-	0,01	0,37	0,06	0,01	0,69	<0,01	0,02	1,85	0,05	-	-	-
<i>Sphoeroides greeleyi</i> Gilbert, 1900	0,13	4,62	0,34	0,15	5,38	0,16	1,34	10,96	1,43	1,57	23,33	3,32	1,81	24,57	0,03	0,90	17,34	0,47	1,39	8,77	0,01
<i>Sphoeroides spengleri</i> (Bloch, 1785)	0,13	5,38	0,21	0,36	7,53	0,32	-	-	-	0,12	2,96	0,04	0,17	6,92	<0,01	<0,01	0,37	<0,01	0,02	0,88	<0,01
<i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758)	1,32	25,38	15,53	5,47	43,01	14,45	1,38	13,70	4,84	2,65	40,37	26,40	2,27	47,06	0,29	15,30	77,86	55,26	7,60	35,96	0,28
<i>Sphoeroides tyleri</i> Shipp, 1972	0,02	1,54	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Monacanthidae</b>																					
<i>Stephanolepis hispida</i> (Linnaeus, 1766)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	0,37	<0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Serranidae</b>																					
<i>Diplectrum radiale</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	0,02	1,54	<0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Epinephelus adscensionis</i> (Osbeck, 1765)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	0,69	<0,01	-	-	-	0,02	0,88	0,01
<i>Epinephelus itajara</i> (Lichtenstein, 1822)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	0,74	1,14	-	-	-
<i>Epinephelus marginatus</i> (Lowe, 1834)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	0,74	0,00	0,01	0,35	<0,01	-	-	-	-	-	-

## APÊNDICE E – (Continuação)

<i>Rypticus randalli</i> Courtenay, 1967	-	-	-	0,02	1,08	0,01	0,08	1,37	0,06	0,05	1,48	0,15	-	-	<0,01	0,06	2,58	0,29	0,30	4,39	0,01
<i>Rypticus saponaceus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<0,01	0,35	<0,01	-	-	-	-	-	-
<i>Serranus flaviventris</i> (Cuvier, 1829)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	0,74	0,00	<0,01	0,35	<0,01	-	-	-	-	-	-
<i>Serranus phoebe</i> Poey, 1851	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	1,04	<0,01	-	-	-	0,02	0,88	<0,01
<b>Scorpaenidae</b>																					
<i>Scorpaena brasiliensis</i> Cuvier, 1829	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<0,01	0,35	<0,01	-	-	-	-	-	-
<i>Scorpaena plumieri</i> Bloch, 1789	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	0,37	0,04	-	-	-	0,02	1,48	0,09	-	-	-
<b>Triglidae</b>																					
<i>Prionotus punctatus</i> (Bloch, 1793)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,03	1,85	0,09	0,01	1,04	<0,01	-	-	-	-	-	-
<b>Abundância Total (92827 indivíduos)</b>	<b>5930</b>			<b>4739</b>			<b>2383</b>			<b>17217</b>			<b>30430</b>			<b>27100</b>			<b>4958</b>		
<b>Biomassa Total</b>	<b>22232,5</b>			<b>16324,574</b>			<b>5504,66</b>			<b>47069,322</b>			<b>75113,865</b>			<b>177805,482</b>			<b>24987,88</b>		
<b>Riqueza total (179 espécies)</b>	<b>68</b>			<b>69</b>			<b>49</b>			<b>104</b>			<b>127</b>			<b>119</b>			<b>93</b>		

**APÊNDICE F – Resultados do teste não-paramétrico do Kruskal-Wallis para os índices funcionais e a média ponderada dos traços funcionais dominantes de 2011 a 2019 no estuário do rio Mamanguape.**

Índices Funcionais		Abundância		Biomassa	
		$\chi^2$	<i>p</i>	$\chi^2$	<i>p</i>
Índices Funcionais	Riqueza Funcional	48,24	<0,0001	45,52	<0,0001
	Divergência Funcional	22,29	0,001	28,27	0,0001
	Uniformidade Funcional	23,02	0,0008	22,86	0,0008
<b>CWM</b>					
Associação	Cardume	103,65	<0,0001	119,99	<0,0001
	Solitário	103,65	<0,0001	119,99	<0,0001
Guilda Ecológica	Somente Estuarino	55,60	<0,0001	64,87	<0,0001
	Marino Estuarino				
Guilda Alimentar	Dependente	25,90	0,0002	29,37	<0,0001
	Zoobentívoro	25,40	0,0003	20,61	0,002
	Zooplactívoro	24,338	0,0005	-	-
Forma do Corpo	Fusiforme	16,074	0,01	19,482	0,003
	Compressiforme	48,58	<0,0001	60,938	<0,0001
	Globiforme	-	-	85,57	<0,0001
Preferência de Salinidade	0-40	63,709	<0,0001	78,679	<0,0001
	10-40	14,447	0,03	15,672	0,02