



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
CURSO DE BACHARELADO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

MARIANA SENA DE MEIRA LIMA

**Avaliando a diversidade funcional do zooplâncton em um estuário hipersalino
do semiárido brasileiro**

Recife,
2025

MARIANA SENA DE MEIRA LIMA

**Avaliando a diversidade funcional do zooplâncton em um estuário hipersalino
do semiárido brasileiro**

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado ao Curso de Bacharelado em
Ciências Biológicas da Universidade
Federal de Rural de Pernambuco, como
requisito parcial para obtenção do título de
Bacharel em Ciências Biológicas

Orientador (a): Mauro de Melo Júnior

Recife,
2025

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE
Bibliotecário(a): Auxiliadora Cunha – CRB-4 1134

L732a Lima, Mariana Sena de Meira.
Avaliando a diversidade funcional do zooplâncton em um estuário hipersalino do semiárido brasileiro / Mariana Sena de Meira Lima. – Recife, 2025.
39 f.

Orientador(a): Mauro de Melo Júnior.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Bacharelado em Ciências Biológicas, Recife, BR-PE, 2025.

Inclui referências.

1. Zooplâncton. 2. Estuário. 3. Diversidade funcional. I. Júnior, Mauro de Melo, orient. II. Título

CDD 574

MARIANA SENA DE MEIRA LIMA

**Avaliando a diversidade funcional do zooplâncton em um estuário hipersalino
do semiárido brasileiro**

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado ao Curso de Bacharelado em
Ciências Biológicas da Universidade
Federal Rural de Pernambuco, como
requisito parcial para obtenção do título de
Bacharel em Ciências Biológicas

Aprovado em: 21/02/2025

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Mauro de Melo Júnior (Orientador)
Universidade Federal Rural de Pernambuco

M.Sc. Vitória de Lima Crasto (Examinador Interno)
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Dra. Tatiane Martins Garcia (Examinador Externo)
Universidade Federal do Ceará

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Ana e Gilson, por todo o suor, lágrimas e sangue que derramaram para que eu e meu irmão tivéssemos as oportunidades que eles não puderam ter. Por nunca pouparem esforços para me proporcionar uma educação de qualidade, fazendo dela minha única preocupação. Se hoje sou a primeira integrante da nossa família a conquistar o diploma em uma universidade pública, é graças ao esforço incansável de vocês.

A minha vovó, que, mesmo não estando fisicamente ao meu lado, sei que sempre olha e cuida de mim. Agradeço por ser meu primeiro exemplo de mulher independente e forte, e por sempre apoiar e incentivar meus sonhos. Sou a mulher que sou hoje graças a você.

A Mauro, que além de ser meu orientador e professor, foi também um grande conselheiro. Agradeço por me mostrar que, assim como o plâncton, todo o nosso planeta possui uma beleza única, digna de ser estudada e admirada. Obrigada por todos os ensinamentos e pela paciência.

A UFRPE e a todos os professores que fizeram parte desta trajetória, em especial à professora Ana Carla, que também me orientou durante o meu PIC.

Ao LEPLANC, por ter sido minha segunda casa, um espaço de aprendizado, crescimento e descobertas, onde me encontrei profissionalmente e pessoalmente.

Ao Programa de Pesquisa Ecológica de Longa Duração Costa Semiárida Brasileira (PELD CSB) e a equipe do Laboratório de Ecologia e Conservação Marinha da UFC, pelo fornecimento das amostras e dos dados abióticos essenciais para este trabalho. Obrigada pelo convite e oportunidade de participar deste projeto, cuja colaboração foi fundamental para o desenvolvimento desta pesquisa.

A PROExC da UFRPE pelo apoio fundamental por meio da bolsa de extensão, que me permitiu crescer e contribuir ainda mais com a comunidade. Ao projeto “Nas Águas da Saúde Única” e a toda a equipe envolvida, em especial à professora Jaqueline Bianque, por sua dedicação, orientação e incentivo ao longo dessa jornada.

A Alef e Mylena, por terem me ajudado em várias etapas deste trabalho, principalmente na parte estatística. Sou muito grata pelo apoio e por compartilharem seus conhecimentos comigo.

A Marcella, por todo o apoio durante a graduação e na seleção do mestrado. Sou imensamente grata pelos seus conselhos, pela sua paciência e por sempre estar disposta a ajudar.

A minha melhor amiga Lyzandra, por todas as vezes em que me ouviu, seja rindo, desabafando ou chorando. Agradeço por me mostrar que nossas almas gêmeas podem ser, na verdade, nossos amigos.

Ao meu melhor amigo Bruno, por ser sempre paciente e atencioso, dia após dia. Eu não seria quem eu sou hoje sem você ao meu lado.

A Pamella, que, mesmo à distância, esteve ao meu lado desde o início do meu curso até o final. Agradeço por sempre me ouvir, me impulsionar e por todas as conversas sobre arte. Obrigada por me lembrar da importância de visitar essa parte de mim, para que eu possa me sentir genuinamente feliz.

Aos meus amigos da universidade, em especial: Bruna, Clara, Edu, Gabi, Marcelo, Naara, Rafael e Sandriel, por serem meus companheiros nesta jornada difícil, mas transformadora. Sei que todos serão profissionais competentes, e guardarei cada um de vocês com carinho no meu coração. Agradeço pelos risos, pelas piadas e pelos conselhos valiosos.

A minha psicóloga Juliana, por sempre me fazer confiar e acreditar em mim mesma.

Ao Futbol Club Barcelona, por me proporcionar momentos em que eu poderia me desligar de tudo e me dedicar a torcida por esse clube que mora no meu peito. O amor que tenho por ti é inexplicável e imensurável. Obrigada pelo título na Copa da Espanha no começo de janeiro que me deixou mais feliz e confiante em terminar minha monografia.

O mar pode ser louco, pode ser suave, pode se deitar como uma seda respirando ou lançar o caos para a costa; pode dar presentes ou reter tudo; pode subir, descer, espumar como um frenesi de fontes que se aproxima, ou pode falar com toda a doçura. Como eu também posso e, sem dúvida, você também pode. (Oliver, 2012)

RESUMO

A diversidade funcional é uma abordagem que integra as funções ecológicas que as espécies podem exercer sendo essencial na compreensão da dinâmica dos ecossistemas. O objetivo do trabalho foi investigar a diversidade funcional do zooplâncton ao longo de um estuário hipersalino localizado no Ceará. As coletas foram feitas em três regimes pluviométricos distintos no ano de 2022. Os organismos foram identificados e classificados de acordo com o seu grupo trófico, método de alimentação, se retém ovos e método de reprodução. Os indivíduos foram separados em 6 grupos funcionais através da medida de dissimilaridade de Gowen. A abundância zooplanctônica respondeu negativamente à diminuição da profundidade local. Por outro lado, foi observada correlação positiva entre dispersão funcional, oxigênio dissolvido e pH. O modelo GLM evidenciou um efeito negativo entre a riqueza funcional e a salinidade. Esses achados destacam a relevância da diversidade funcional na resiliência do ecossistema estuarino e reforçam a importância do monitoramento para a conservação da biodiversidade nesses ecossistemas.

Palavras-chave: comunidade planctônica, grupos funcionais, ecossistemas costeiros

ABSTRACT

Functional diversity is an approach that integrates the ecological functions that species can perform, being essential for understanding ecosystem dynamics. The aim of this study was to investigate the functional diversity of zooplankton along a hypersaline estuary located in Ceará. Sampling was conducted during three rainfall regimes in 2022. Organisms were identified and classified according to their trophic group, feeding method, egg retention, and reproductive strategy. They were grouped into six functional groups using the Gower dissimilarity measure. Zooplankton abundance responded negatively to decreasing local depth. On the other hand, a positive correlation was observed between functional dispersion, dissolved oxygen and pH. The GLM model indicated a negative effect of salinity richness. These findings highlight the relevance of functional diversity for the resilience of estuarine ecosystems and reinforce the importance of environmental monitoring for biodiversity conservation in these dynamic ecosystems.

Keywords: planktonic communities, functional groups, coastal ecosystems

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	10
1.1 OS ESTUÁRIOS COMO ECOSSISTEMAS E O ZOOPLÂNCTON.....	10
1.2 BIODIVERSIDADE E A DIVERSIDADE FUNCIONAL.....	12
1.3 ZOOPLÂNCTON NOS ESTUÁRIOS DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO.....	13
2 OBJETIVOS.....	16
2.1 GERAL.....	16
2.2 ESPECÍFICOS.....	16
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	17
3.1 AMOSTRAGEM EM CAMPO.....	17
3.2 ETAPA DE LABORATÓRIO.....	19
3.3 ANÁLISE DE DADOS.....	19
4 RESULTADOS.....	21
4.1 DADOS ABIÓTICOS.....	21
4.2 ESTRUTURA DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA.....	22
4.3 GRUPOS FUNCIONAIS DO ZOOPLÂNCTON.....	23
4.4 ÍNDICES DE DIVERSIDADE FUNCIONAL.....	25
5 DISCUSSÃO.....	28
6 CONCLUSÃO.....	32
7 REFERÊNCIAS.....	33

1 INTRODUÇÃO

1.1 OS ESTUÁRIOS COMO ECOSISTEMAS E O ZOOPLÂNCTON

Os ecossistemas costeiros são áreas de alta produtividade e diversidade, contribuindo com aproximadamente 25% de toda a produção biológica (Belfiore, 2003). No entanto, eles estão entre os ecossistemas mais explorados globalmente devido à crescente pressão antropogênica, como poluição, urbanização e sobrepesca (Lotze *et al.*, 2006). Entre os ecossistemas costeiros, destacam-se os estuários, que desempenham papel crucial ao conectar os ambientes marinhos e terrestres (Kathiresan, 2014), formando um ecossistema cujas características são definidas pela interação biótica e abiótica dos elementos estruturais e intensos processos físicos, químicos e biológicos (Telesh *et al.*, 2004).

Os estuários estão expostos a frequentes e significativas alterações ambientais, com a composição química de suas águas influenciada pela mistura das águas continentais e fluxos fluviais (Lam-hoai *et al.*, 2006). Esses ambientes dinâmicos são caracterizados por variações em parâmetros como salinidade, temperatura, oxigênio e turbidez (Ramos *et al.*, 2006). As flutuações nas condições ambientais tornam os estuários altamente dinâmicos, influenciando a distribuição e a composição das comunidades biológicas que os habitam (Odebrecht *et al.*, 2017).

Esses ecossistemas são altamente produtivos em termos biológicos e desempenham uma variedade de funções ecológicas. Entre essas funções, destacam-se (i) o papel como berçários, onde as espécies marinhas e límnicas entram nos estuários para desovar e suas larvas vivem seus primeiros meses de vida no local, (ii) prevenção de distúrbios por enchentes e tempestades, (iii) ciclagem de nutrientes, (iv) fornecimento de nutrientes e matéria bruta, (v) habitat para espécies migratórias e (vi) sustentação da diversidade biológica (Laignel *et al.*, 2023; Vasconcelos *et al.*, 2011; Beaumont *et al.*, 2007).

A fauna dos estuários é rica em diversidade de espécies, que utilizam esses ambientes como áreas cruciais para alimentação, crescimento, proteção e reprodução (Basilio *et al.*, 2009). Um dos grupos mais importantes presentes nesses ecossistemas dinâmicos é o zooplâncton, que desempenha um papel fundamental na estrutura e funcionamento dos ecossistemas estuarinos, já que este serve como

um elo vital entre o fitoplâncton e os consumidores superiores, como os peixes (Paranaguá *et al.*, 2000), contribuindo significativamente para a transferência de energia dentro da cadeia alimentar (Thayer *et al.*, 1974).

O zooplâncton é composto por animais majoritariamente microscópicos, que vivem à mercê dos movimentos da água. Esses organismos podem ser divididos em duas categorias: holoplâncton e meroplâncton. O holoplâncton é formado por organismos que passam toda a sua vida no plâncton, enquanto o meroplâncton é formado pelos organismos que possuem fases larval e/ou juvenis de organismos bentônicos e nectônicos (Brusca *et al.*, 2018).

A fauna planctônica de estuários é composta principalmente por espécies dos grupos Protista (apesar de não serem animais), Cnidaria, Rotifera, Mollusca, Annelida, Crustacea (Copepoda, Cladocera, Ostracoda, Peracarida e Decapoda), Echinodermata, Chaetognatha e Chordata (Melo, 2005). E as variações espaço-temporais, que são altas no ambiente estuarino, influenciam na abundância do zooplâncton (Li *et al.*, 2006), tornando esse grupo dinâmico nesses ecossistemas. Esses organismos são capazes de responder a variações ambientais através de estratégias adaptativas, contribuindo para o aumento da complexidade funcional das comunidades nos estuários (Kjørboe *et al.*, 2017). Os copépodes são o grupo mais abundante e mais diverso de qualquer comunidade zooplanctônica, sendo por muitas vezes o grupo mais importante em termos numéricos (Madhupratap, 1979). A salinidade e a temperatura são fatores chave para regulação da distribuição e estrutura do zooplâncton no estuário (Christou, 1998).

O uso da comunidade zooplâncton para compreender a dinâmica dos estuários têm sido amplamente investigado em diversos estudos (Araújo *et al.*, 2008; Marques *et al.*, 2008; Jansson *et al.*, 2020; Marques *et al.*, 2017; Rice, *et al.*, 2014). Esses trabalhos evidenciam como a dinâmica desse grupo é influenciada por fatores e mudanças ambientais, principalmente aqueles associados às mudanças climáticas. Além disso, estudos específicos sobre comunidades em estuários semiáridos brasileiros (Silva *et al.*, 2009; Garcia *et al.*, 2020; Figueiredo *et al.*, 2016), contribuem para uma melhor compreensão das particularidades e desafios enfrentados por esses ecossistemas, já que a maioria dos estuários do semiárido são considerados mais salinos (Rodrigues, 2022).

1.2 BIODIVERSIDADE E A DIVERSIDADE FUNCIONAL

A biodiversidade refere-se à variedade de organismos em todos os níveis de organização, desde a diversidade genética até os diferentes níveis taxonômicos, ecossistemas e habitats (Trombulak *et al.*, 2004). Ela é composta por diversos componentes, sendo que a riqueza e a diversidade são as métricas mais amplamente utilizadas em estudos ecológicos (Díaz e Cabido, 2001). No entanto, essas métricas tradicionais assumem que todos os indivíduos desempenham papéis e funções ecológicas equivalentes, desconsiderando o amplo espectro de funções diferenciadas que os organismos realizam dentro de um ecossistema (Silva *et al.*, 2022).

A diversidade funcional é um conceito que transcende a simples contagem de espécies em um ecossistema, integrando a variedade de funções ecológicas, desempenhadas por essas espécies e suas interações com o ambiente, influenciando a dinâmica do ecossistema, a estabilidade, a produtividade, equilíbrio de nutrientes e outros aspectos do funcionamento do ecossistema (Tilman, 2001). Em termos práticos, a diversidade funcional refere-se à gama de traços funcionais presentes nas espécies de uma comunidade. Os traços funcionais são características que influenciam fortemente a performance dos organismos (McGill *et al.*, 2006) e são morfológicos, bioquímicos, fisiológicos, estruturais ou comportamentais (Nock *et al.*, 2016). Exemplos de traços funcionais incluem estratégias alimentares, modos de reprodução e padrões de locomoção (Barnett *et al.*, 2007; Litchman *et al.*, 2013; Gomes *et al.*, 2019).

A abordagem baseada em traços funcionais tem se destacado na ecologia (Mammola *et al.*, 2021; Barnett *et al.*, 2007; Gutierrez *et al.*, 2018), por oferecer uma compreensão mais aprofundada sobre o funcionamento dos ecossistemas (Naeem e Wright, 2003). Essa metodologia permite identificar presença de distúrbios e como os ecossistemas reagem a eles, fornecendo “insights” sobre a resiliência ecológica (Veríssimo *et al.*, 2017; Barnett e Beisner, 2007; Gozdziejewska *et al.*, 2024). A diversidade funcional é especialmente relevante em ambientes dinâmicos, como os estuários, onde as condições ambientais podem sofrer rápidas alterações, como por exemplo na salinidade, afetando a composição e o funcionamento das comunidades biológicas (Elliott *et al.*, 2007).

A avaliação da diversidade funcional pode ser realizada utilizando diferentes índices que quantificam a variação dos traços funcionais em uma comunidade ecológica. Entre os mais utilizados, destaca-se a riqueza funcional (FRic), que mede o volume funcional ocupado pelas espécies em um espaço multidimensional de traços. Outro índice é a equitabilidade funcional (FEve), que avalia a uniformidade na distribuição dos traços dentro desse espaço. A dispersão funcional (FDis) examina a amplitude funcional da comunidade. Já a divergência funcional (FDiv) calcula o quanto as espécies de uma comunidade são diferentes entre si, considerando como a abundância maximiza essa diferença nos atributos funcionais (Villéger *et al.*, 2008; Legras *et al.*, 2018). Estes índices fornecem uma visão mais detalhada da distribuição da diversidade funcional em diferentes ambientes, ajudando a entender como essa diversidade influencia a funcionalidade dos ecossistemas e sua resiliência diante de distúrbios (Mouillot *et al.*, 2011).

A aplicação dos índices de riqueza funcional, equitabilidade funcional, divergência funcional e dispersão funcional tem se destacado em estudos de ecossistemas aquáticos, especialmente em estuários, por sua capacidade de avaliar a dinâmica ecológica e a resiliência das comunidades biológicas frente às variações ambientais. A diversidade funcional das comunidades zooplânctônicas tem recebido atenção crescente. Esses estudos focam na resposta do zooplâncton a pressões ambientais e em sua função essencial dentro das cadeias alimentares, conectando os níveis tróficos inferiores e superiores (Barnett *et al.*, 2007; Setubal *et al.*, 2020).

1.3 ZOOPLÂNCTON NOS ESTUÁRIOS DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Estudos sobre fauna planctônica dos estuários do semiárido brasileiro destacam a variação espacial e temporal na diversidade e abundância de espécies nesses ambientes (Garcia *et al.*, 2020; Silva *et al.*, 2009; Medeiros *et al.*, 2010). Entretanto, as medidas tradicionais de diversidade, como riqueza de espécies e equitabilidade, tratam todas as espécies como equivalentes em termos ecológicos (Díaz e Cabido, 2001; Mouchet *et al.*, 2010). Por outro lado, os índices de diversidade funcional capturam melhor as diferentes funções, ao considerar os traços funcionais das espécies e suas contribuições para a comunidade.

Estuários em regiões semiáridas, como o estuário do rio Pacoti, no Ceará, são ecossistemas singulares que mesclam características de ambientes aquáticos costeiros e continentais, estando fortemente influenciados pelas condições climáticas áridas da região, como altas temperaturas, baixa precipitação que intensa radiação solar, que aumentam a evaporação e elevam os níveis de salinidade (Huxman *et al.*, 2004; Soares *et al.*, 2021). Além disso, na maioria dos estuários dessas regiões, o influxo de água doce é um evento raro, sem entrada significativa dessa água (Largier, 2023). Esses ambientes são cruciais para a manutenção da biodiversidade e desempenham um papel fundamental como áreas de berçário, alimentação e refúgio para diversas espécies aquáticas e terrestres (Soares *et al.*, 2021).

O estudo da diversidade funcional do zooplâncton em estuários semiáridos é essencial para compreender como as comunidades biológicas respondem às flutuações ambientais características desses ecossistemas. O zooplâncton, que inclui organismos, como copépodes, desempenha papéis centrais nas cadeias alimentares (Turner, 2004). Avaliar a diversidade funcional desses organismos permite explorar não apenas a composição taxonômica, mas também as funções ecológicas que desempenham, oferecendo uma visão mais detalhada sobre como essas comunidades contribuem para a estabilidade e resiliência do ecossistema em resposta a variações ambientais e distúrbios.

Estudos recentes destacam a importância da aplicação de índices de diversidade funcional para avaliar a resiliência ecológica em ecossistemas estuarinos (Bellwood *et al.*, 2004; Villéger *et al.*, 2008). Portanto, aplicá-los em regiões semiáridas, onde os estressores ambientais são mais pronunciados, pode ser fundamental para entender a dinâmica desses ambientes (Soares *et al.*, 2021). Esses estudos são cruciais para a gestão e conservação desses ecossistemas, que estão sob crescente pressão devido às mudanças climáticas e à intensificação das atividades humanas, como a aquicultura e a urbanização nas áreas costeiras.

Portanto, este estudo busca contribuir para o entendimento da complexa dinâmica ecológica dos estuários, especificamente do semiárido, com foco na diversidade funcional do zooplâncton. Isto é fundamental para o desenvolvimento de estratégias de conservação eficazes que garantam a resiliência e sustentabilidade desses ecossistemas frente às mudanças ambientais.

2 OBJETIVOS

2.1 GERAL

Investigar a distribuição espacial e temporal da diversidade funcional do zooplâncton ao longo de um estuário semiárido tropical.

2.2 ESPECÍFICOS

- Avaliar a diversidade funcional da comunidade zooplanctônica ao longo de um gradiente montante-jusante do estuário.

Este objetivo visa identificar a composição e a estrutura das comunidades zooplanctônicas em várias localizações, possibilitando a identificação de padrões de distribuição e a abundância. A análise permitirá entender como a heterogeneidade ambiental ao longo do estuário influencia a diversidade funcional.

- Comparar a diversidade funcional nos diferentes setores e períodos temporais de amostragem.

Este objetivo buscará comparar a diversidade funcional tanto entre os diferentes pontos de coleta ao longo do estuário quanto entre os distintos períodos sazonais (chuvoso, transição e seco). A análise espacial e temporal permitirá verificar como a variação nas condições ambientais afeta as comunidades zooplanctônicas em diferentes escalas.

- Relacionar a diversidade funcional com variáveis ambientais do estuário.

Este objetivo se concentra em estabelecer correlações entre a diversidade funcional do zooplâncton e diferentes variáveis ambientais da água, como temperatura e salinidade. Essa relação é fundamental para compreender os mecanismos que regulam a estrutura das comunidades zooplanctônicas e, por conseguinte, como essas variações podem afetar o funcionamento do ecossistema como um todo.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 AMOSTRAGEM EM CAMPO

As amostras utilizadas no presente trabalho foram coletadas no estuário do rio Pacoti, que fica localizado no litoral do Ceará. O rio Pacoti nasce na Serra de Baturité e se prolonga cerca de 150 km, desaguando no Atlântico (Barbosa, 2016). Este estuário encontra-se nas coordenadas 38° 24' 27"W e 3° 51' 07"S fazendo parte da Bacia Metropolitana do Baixo Pacoti, abrangendo os municípios de Fortaleza, Aquiraz e Eusébio (Barbosa, 2016). O estuário está inserido em uma Área de Proteção Ambiental (APA) criada por meio do DECRETO Nº 25.778, de 15 de fevereiro de 2000, cobrindo uma área de 2.914,93 hectares. A proteção dessa área foi justificada pela relevância dos ecossistemas presentes no entorno do rio Pacoti, como manguezais, dunas, matas de tabuleiro e vegetação ciliar (SEMACE, 2010). Por estar localizado em uma zona semiárida, o estuário do rio Pacoti, semelhante a outros de regiões semiáridas, apresenta características de hipersalinidade (Rodrigues, 2022).

As coletas das amostras de zooplâncton e dos dados abióticos foram realizadas durante três campanhas amostrais: abril, agosto e novembro de 2022, cada uma representando um período distinto do ciclo hidrológico da região. O mês de abril corresponde ao período chuvoso, agosto, ao período de transição e novembro, ao período seco. A escolha desses meses visa compreender as variações sazonais na composição do zooplâncton e nas condições abióticas, levando em consideração as mudanças nos regimes de chuvas e no fluxo estuarino. As amostras foram coletadas pela equipe do Laboratório de Plâncton da Universidade Federal do Ceará (UFC), a partir do Programa Ecológico de Longa Duração (PELD), Costa Semiárida do Brasil.

As coletas foram realizadas em seis estações fixas de coleta, distribuídas ao longo do estuário, abrangendo desde o alto estuário até o baixo estuário. As estações foram denominadas como E9, E8, E4, E2 e E1, sendo a E9 e E8 consideradas estações do alto estuário, E6 e E4 do médio estuário e E2 e E1 do baixo estuário. Essa divisão foi realizada levando em consideração a influência do rio no estuário.

Figura 1 – Localização das estações de coleta de zooplâncton e dados ambientais ao longo do estuário do rio Pacoti, Ceará, durante o período entre abril e novembro de 2022.



Fonte: PELD CBS, 2021.

Para a coleta do zooplâncton, foram realizados arrastos horizontais subsuperficiais com duração de três minutos. A rede de plâncton utilizada possui abertura de malha de 120 μm . As amostras foram imediatamente fixadas em formol salino a 10%, assegurando a preservação adequada para posterior análise.

Além das amostras de zooplâncton, foram medidos os dados abióticos como pressão, profundidade, pH, oxigênio dissolvido (OD), salinidade e a temperatura ($^{\circ}\text{C}$), utilizando uma sonda CTD (Castaway-CTD®) e SONDA HANNA HI 9828. Essas variáveis são importantes para a caracterização das condições ambientais e permitem correlacionar as variações nos traços funcionais dos organismos com os dados abióticos.

3.2 ETAPA DE LABORATÓRIO

Em laboratório, as amostras foram quarteadas pelo método de Motoda e depois diluídas em volumes conhecidos. Em seguida, foram retiradas alíquotas de 2 mL, utilizando-se uma pipeta de Pasteur, que serão colocadas em placas de Sedgwick-Rafter para a contagem e identificação dos organismos, utilizando um microscópio óptico e um estereomicroscópio. A identificação taxonômica dos organismos do zooplâncton foi feita até a menor unidade taxonômica possível de identificar-se para cada filo, baseando-se em bibliografia especializada e chaves de identificação de referência (Cunha *et al.*, 2019; El Moor-Loureiro, 1997; Koste, 1978).

3.3 ANÁLISE DE DADOS

Após a análise das amostras, foram calculadas a densidade dos organismos (ind. m³), média dos indivíduos e a abundância relativa (%) de cada táxon, permitindo uma análise detalhada da estrutura das comunidades zooplânctônicas.

Para a avaliação dos traços funcionais, os organismos foram classificados com base em seu grupo trófico, método de alimentação, retenção de ovos e modo de reprodução. A seleção desses traços foi fundamentada em trabalhos anteriores. O conjunto completo de dados, incluindo referências está disponível em: (https://docs.google.com/spreadsheets/d/1FGmoGVw3_s85Vu3tZ-_Fk-IrD0J_Xnal/edit?usp=sharing&oid=111717075649896641063&rtpof=true&sd=true). O grupo trófico foi categorizado em omnívoros, herbívoros, carnívoros, detritívoros e suas combinações. O método de alimentação inclui filtradores, predadores, suspensívoros, raspadores e suas combinações. Quanto à retenção de ovos, os organismos foram classificados em três categorias: aqueles que retêm ovos, os que não retêm ovos e os que liberam gametas diretamente na água. Para o modo de reprodução, os organismos foram divididos em assexuados, sexuados e um grupo que combina ambas as estratégias. Todos esses atributos foram transformados em variáveis binárias (0 e 1).

Todas as análises estatísticas foram realizadas com o uso do software R (R Core Team, 2024) utilizando os pacotes tidyverse (Wickham *et al.*, 2019), vegan (Oksanen *et al.*, 2022), gtsummary (Sjoberg *et al.*, 2021), glmmTMB (Brooks *et al.*, 2017), GGally (Schloerke *et al.*, 2021), betapart (Baselga e Orme, 2012) e FD

(Laliberté e Legendre, 2010). Todas as análises foram conduzidas considerando um nível de significância de $p < 0,05$.

Os grupos funcionais foram definidos com base na medida de dissimilaridade de Gower. Para o agrupamento, foi empregado o método de Ward. As análises foram conduzidas utilizando o pacote FD. Além disso, uma análise multivariada PERMANOVA (Permutational Multivariate Analysis of Variance) foi realizada para avaliar diferenças na densidade dos grupos funcionais entre os setores do estuário e os períodos de amostragem.

A riqueza de espécies foi estimada através da função `specnumber`, e a abundância total de cada comunidade foi calculada somando os valores registrados por espécie. A função `diversity` foi usada para calcular os índices de Shannon (index = "shannon"), Simpson (index = "simpson") e Pielou, este último derivado da relação entre Shannon e o logaritmo da riqueza. A diversidade beta foi estimada a partir da conversão dos dados de abundância em presença-ausência (`decostand`, `method = "pa"`), seguida pelo cálculo do índice de Jaccard e da diversidade beta total (beta do pacote BAT). Para cada comunidade, foram extraídos os componentes de substituição (turnover) e aninhamento (nestedness). A diversidade funcional foi avaliada utilizando o pacote FD, através do cálculo das métricas de riqueza funcional (FRic), dispersão funcional (FDis), divergência funcional (FDiv) e equitabilidade funcional (FEve). Para isso, os atributos funcionais das espécies foram usados e as distâncias funcionais foram calculadas utilizando a métrica de Gower (`gowdis`). A estrutura funcional das comunidades foi obtida com a função `dbFD`, considerando a densidade das espécies.

Modelos lineares generalizados (GLM, função `glmmTMB`) foram utilizados para avaliar a relação entre as informações da estrutura da comunidade e variáveis ambientais. O melhor modelo foi selecionado via AIC, e a validação dos resíduos foi realizada com a função `simulateResiduals` do pacote DHARMA. Correlações entre os componentes da diversidade e as variáveis ambientais foram avaliadas com os pacotes GGally e ggplot2. Regressões lineares foram ajustadas, e a equação da reta e coeficiente de correlação foram obtidos e adicionados aos gráficos.

4 RESULTADOS

4.1 DADOS ABIÓTICOS

A temperatura média no período chuvoso foi a mais elevada entre os três períodos, atingindo 29,9°C, enquanto a salinidade nesse período foi a mais baixa, com média de 9,2. No período de transição, a temperatura média foi de 27,8°C, e o pH alcançou seu maior valor, 7,9. Já no período seco, a temperatura média foi de 28,9°C, enquanto o pH apresentou o menor valor registrado (7,6) e a salinidade atingiu sua maior média, 34,6.

Espacialmente, o alto estuário apresentou a maior temperatura média (39,2°C), além da menor salinidade média (5,9) e do pH mais baixo (7,56). No médio estuário, os valores médios de temperatura, salinidade e pH foram de 28,8°C, 20,3 e 7,8, respectivamente. Já o baixo estuário registrou a maior salinidade média entre os setores (35,4), enquanto a temperatura média foi de 28,4°C e o pH médio de 8,2.

A profundidade variou de 0,54 (E6 em abril/2022) a 2,25 (E2 em abril/2022). A temperatura não variou acentuadamente entre as estações e campanhas. A maior temperatura obtida foi 30,54 °C em abril/2022 na estação E1 e a mais baixa foi de 26,93 em agosto/2022 na estação E2. A salinidade alcançou um mínimo de 0,456 na estação E9 em abril/2022 e um valor máximo de 37,20 na estação E2 em novembro/2022. O pH no estuário do rio Pacoti variou de 7,4 (E9 em agosto/2022) a 8,29 (E2 em novembro/2022). Quanto ao oxigênio dissolvido, variou-se de 0 (E8 e E9 em agosto/2022) a 8,46 (E6 em agosto/2022) (Tabela 1).

Tabela 1. Valores das variáveis ambientais coletadas durante as campanhas no estuário do rio Pacoti

Pontos	Período	Profundida de (metros)	Temperatura (Celsius)	Salinidade (PSS)	pH	OD mg/l
E01 04/22	Chuvoso	2,25	30,5	35,31	7,99	6,08
E01 08/22	Transição	1,2	27,2	35,68	8,18	6,2
E01 11/22	Seco	0,75	28,5	37,19	8,22	6,09
E02 04/22	Chuvoso	2,25	30,1	34,18	8,23	5,35
E02 08/22	Transição	1,65	26,9	34,94	8,17	5,95

E02 11/22	Seco	1,8	28,4	37,2	8,29	5,76
E04 04/22	Chuvoso	0,77	29,3	15,82	7,76	6,53
E04 08/22	Transição	1,06	27,6	24,86	8,07	7,65
E04 11/22	Seco	0,8	28,8	36,4	7,75	4,5
E06 04/22	Chuvoso	0,54	29,0	2,65	7,86	4,7
E06 08/22	Transição	0,6	28,1	14,99	7,885	8,46
E06 11/22	Seco	0,6	29,7	32,86	7,56	3,14
E08 04/22	Chuvoso	2	29,8	0,58	7,56	4,68
E08 08/22	Transição	1,07	28,1	6,04	7,66	0
E08 11/22	Seco	1,66	29,1	25,59	7,44	1,77
E09 04/22	Chuvoso	1,386	30,4	0,4561	7,66	2,59
E09 08/22	Transição	1,69	28,1	5,76	7,4	0
E09 11/22	Seco	1,1	29,3	11,7	7,56	2,64

Fonte: PELD CSB (UFC), 2022

4.2 ESTRUTURA DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA

A fauna planctônica do estuário do rio Pacoti esteve representada por 53 táxons, sendo 21 espécies de Copepoda, 8 famílias de náuplios de Copepoda, 7 espécies de Cladocera, 3 espécies de Rotifera e ainda larvas de Polychaeta, Brachyura, Cirripedia, outros Decapoda, Bryozoa, Gastropoda, Bivalvia e Camarão e adultos de Appendicularia, Ostracoda, Cumacea, Foraminifera e Chaetognatha.

O grupo dominante em número de abundância relativa foram os Copepoda, com 57,88%. A espécie mais abundante de Copepoda foi *Oithona nana* (14,42%), seguida da espécie *Parvocalanus crassirostris* (13,78%). Entre os grupos meroplanctônicos, destacaram-se as larvas de Cirripedia, com 27,46% de abundância relativa, seguidas pelas larvas de Brachyura (4,12%), Polychaeta (3,15%) e de Gastropoda (2,03%). Além disso, foi possível notar uma baixa abundância de Rotifera, com 0,36%.

Em relação a distribuição espacial, os Copepoda foram predominantes em todos os setores do estuário, com sua maior abundância no médio estuário (72,74%), assim como os Cladocera (2,12%) e as larvas de Gastropoda (3,13%). Em contraste, os Rotifera demonstraram presença significativa apenas na região do alto

estuário (0,76%). Já as larvas de Polychaeta e Brachyura tiveram sua maior abundância no baixo estuário (18,98% e 11,67%, respectivamente).

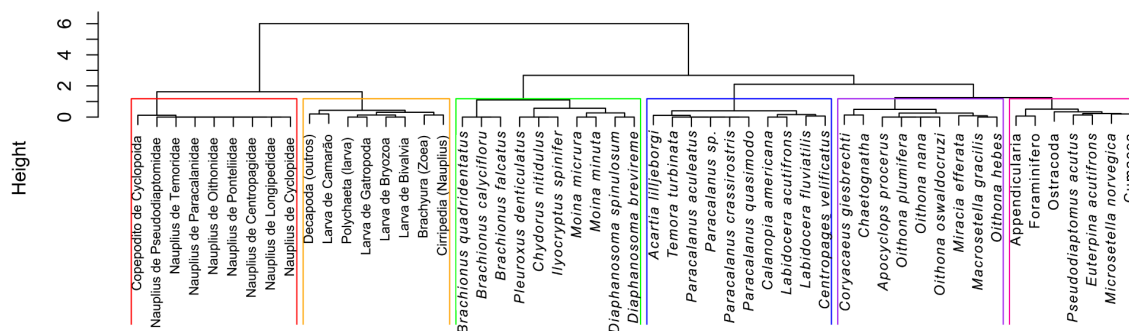
Em relação a distribuição temporal, os Copepoda mostraram redução em sua abundância no período de transição (16,83%) e no período chuvoso (69,42%) em comparação ao período seco (80,13%). As larvas de Polychaeta e Brachyura também tiveram seus maiores valores de abundância no período seco (5% e 5,48%, respectivamente). Em contrapartida, houve um aumento da abundância de Cladocera (7,19%), Rotifera (1,32%) e larvas de Gastropoda (8,58%) no período chuvoso.

4.3 GRUPOS FUNCIONAIS DO ZOOPLÂNCTON

Após a classificação dos organismos do zooplâncton de acordo com seus traços funcionais, foi realizado um agrupamento que identificou 6 grupos (Figura 2).

- Grupo funcional 1: Larvas e juvenis de Copepoda. Possuem um modo de alimentação filtrador e são onívoros. Não são maturados sexualmente.
- Grupo funcional 2: Larvas de outros invertebrados. São predadores ou filtradores e podem ocupar diferentes grupos tróficos. Não são maturados sexualmente.
- Grupo funcional 3: Rotifera e Cladocera. Possuem um modo de alimentação filtrador ou raspador e são herbívoros e/ou detritívoros. Se reproduzem exclusivamente assexuadamente ou assexuadamente-sexuadamente.
- Grupo funcional 4: Copépodes que possuem um modo de alimentação filtrador e são onívoros, onívoros-herbívoros ou onívoros-carnívoros. Se reproduzem de forma sexuada e não retém ovos.
- Grupo funcional 5: Copépodes e Chaetognatha. Possuem modo de alimentação predatória. Se reproduzem sexualmente. Os copépodes retém os ovos e os Chaetognatha liberam os gametas na água.
- Grupo funcional 6: Copépodes, Appendicularia, Ostracoda, Foraminifera e Cumacea. Se reproduzem de forma estritamente sexuada ou sexuada-assexuada. São onívoros, detritívoros ou onívoros-detritívoros.

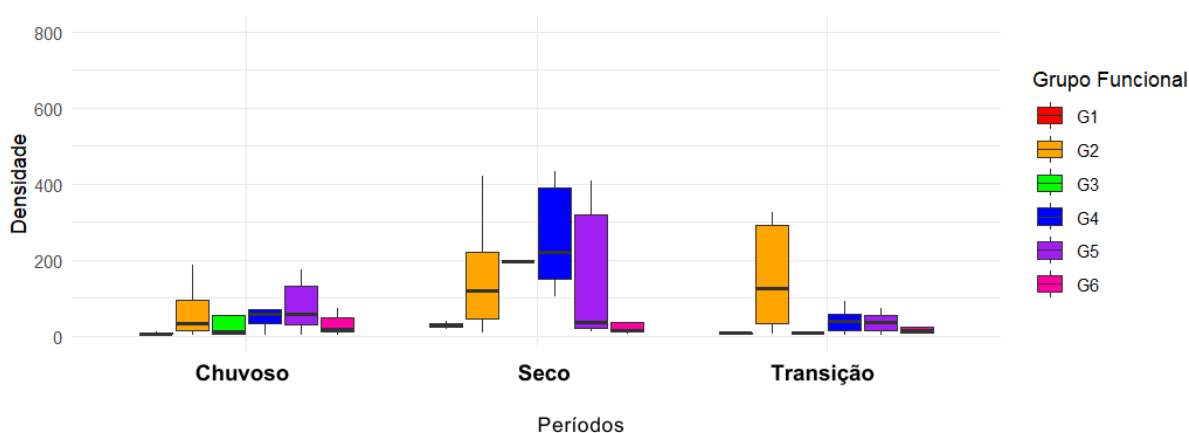
Figura 2 – Dendrograma gerado pela análise de agrupamentos a partir dos traços funcionais dos táxons identificados no estuário do rio Pacoti, Ceará.



Fonte: Mariana Sena, 2025.

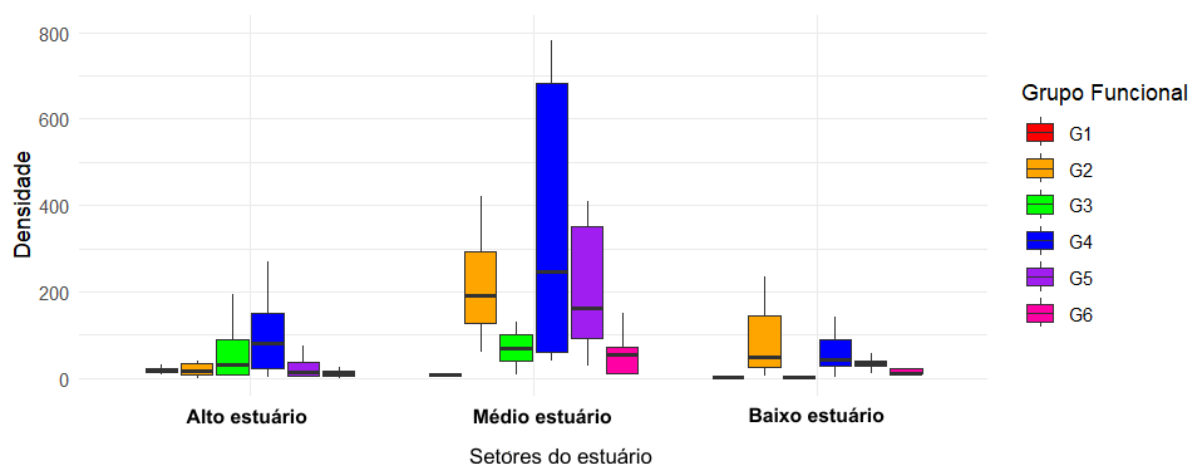
A análise PERMANOVA não indicou diferenças na composição dos grupos funcionais entre setores e períodos analisados ($p = 0.074$). Porém, foi observado um aumento na densidade de organismos do grupo funcional 4 e 5 no período seco (Gráfico 1) e no médio estuário (Gráfico 2). Além de uma diminuição do grupo funcional 2 no período chuvoso no alto estuário. Ademais, foi possível notar a presença significativa do grupo funcional 3 apenas no período chuvoso no alto estuário.

Gráfico 1 – Densidade dos grupos funcionais de zooplâncton por período no estuário do rio Pacoti, Ceará.



Fonte: Mariana Sena, 2025.

Gráfico 2 – Densidade dos grupos funcionais de zooplâncton por setor no estuário do rio Pacoti, Ceará.



Fonte: Mariana Sena, 2025.

4.4 ÍNDICES DE DIVERSIDADE FUNCIONAL

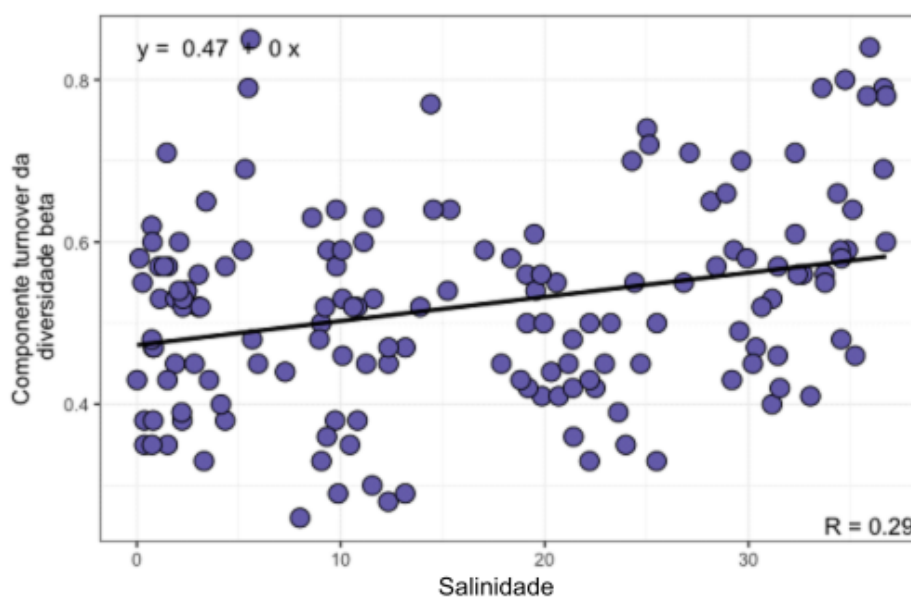
Em relação aos índices de diversidade funcional, a maior riqueza funcional foi observada no médio estuário no período chuvoso e no alto estuário no período de transição e chuvoso. Esses setores apresentam maior amplitude funcional, o que pode indicar ambientes heterogêneos. Em relação à equitabilidade funcional, os valores mais altos aparecem no alto estuário no período chuvoso e de transição, indicando que nesses pontos os traços funcionais estão mais uniformemente distribuídos. Em relação a divergência funcional, o médio estuário e o alto estuário no período de transição e no período seco se destacam com os maiores valores, sugerindo maior variação funcional nessas comunidades. O índice de dispersão funcional mostrou seus maiores valores no médio no período chuvoso e no alto estuário no período de transição, mostrando maior diversidade funcional geral, considerando a dispersão no espaço funcional.

Nas análises de correlação, observou-se que a profundidade apresentou uma influência significativa sobre a abundância ($r = -0,545$) ($p < 0,05$), indicando que em profundidades maiores a abundância de espécies tende a diminuir. Verificou-se também que o aumento da salinidade está associado à redução da riqueza funcional ($r = -0,591$) ($p < 0,01$). Além disso, foi identificada uma correlação positiva moderada entre dispersão funcional e pH ($r = 0,473$) ($p < 0,05$), sugerindo que ambientes com

pH mais elevado apresentam maior dispersão funcional. Por fim, constatou-se uma forte correlação positiva entre dispersão funcional e oxigênio dissolvido ($r = 0,620$) ($p < 0,01$), evidenciando que locais com maior disponibilidade de oxigênio suportam uma maior diversidade de traços funcionais.

A análise do modelo GLM revelou que a salinidade média exerce um efeito significativo sobre a diversidade beta (turnover) (Gráfico 3), representada pelo índice de Sorensen ($p < 0,001$). O coeficiente estimado para a variável foi 0,003026 (erro-padrão = 0,000802), indicando que um aumento na salinidade média está positivamente associado ao turnover das comunidades entre os pontos amostrados. Ou seja, ambientes com maior salinidade podem criar condições específicas que favorecem comunidades distintas. Esse resultado sugere que o forte gradiente de salinidade no estuário contribui para a substituição das espécies ao longo dos pontos.

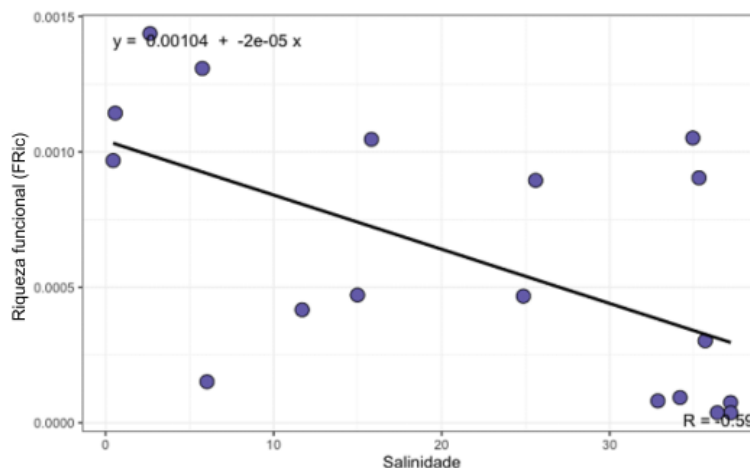
Gráfico 3 – Análise GLM mostrando a relação entre salinidade e diversidade beta do zooplâncton no estuário do rio Pacoti, Ceará.



Fonte: Mariana Sena, 2025.

O modelo GLM que relaciona a riqueza funcional (FRic) com a salinidade também evidenciou um efeito significativo ($p = 0,00186$) (Gráfico 4). O coeficiente estimado para salinidade foi -0,00002002 (erro-padrão = 0,00000643), indicando que o aumento da salinidade está associado a uma redução na riqueza funcional.

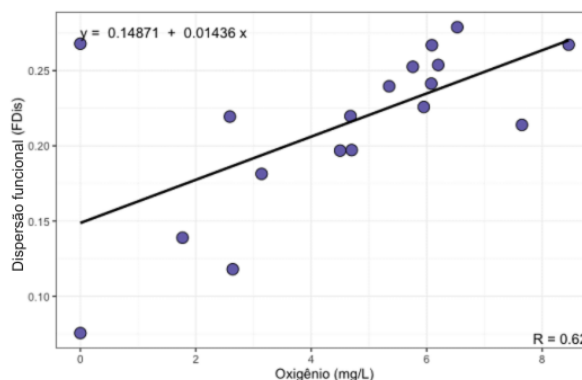
Gráfico 4 – Análise GLM mostrando a relação entre salinidade e riqueza funcional (FRic) do zooplâncton no estuário do rio Pacoti, Ceará.



Fonte: Mariana Sena, 2025.

No modelo que analisa a dispersão funcional (FDis) em relação ao oxigênio dissolvido, foi observada uma associação significativa e positiva ($p < 0,001$) (Gráfico 5). O coeficiente para oxigênio dissolvido foi 0,014356 (erro-padrão = 0,004287), sugerindo que o aumento nos níveis de oxigênio está relacionado a uma maior dispersão funcional. Esse resultado evidencia que a salinidade atua como um fator estruturante da diversidade funcional do zooplâncton no estuário.

Gráfico 5 – Análise GLM mostrando a relação entre o oxigênio dissolvido e dispersão funcional (FDis) no estuário do rio Pacoti, Ceará.



Fonte: Mariana Sena, 2025.

5 DISCUSSÃO

O estudo mostrou que os copépodes foram significativamente presentes no estuário, destacando seu papel dominante na comunidade zooplancônica. Além disso, a salinidade, oxigênio dissolvido e pH foram identificados como variáveis ambientais importantes, influenciando de forma positiva ou negativa a diversidade funcional do estuário estudado.

Os copépodes são, geralmente, o grupo mais abundante em estuários do Nordeste do Brasil (Cruz *et al.*, 2023), com *Oithona nana* e *Parvocalanus crassirostris* entre as espécies mais abundantes. A elevada abundância de *Oithona nana* no Nordeste do Brasil já foi relatada anteriormente em Tamandaré e no Rio Formoso (Silva, 2022). Além disso, os copépodes do gênero *Oithona* são descritos como os mais abundantes copépodes do mundo (Gallienne e Robins, 2001). A espécie *Parvocalanus crassirostris* é reconhecida por sua ampla tolerância a salinidade e temperatura e é encontrada em diversas partes do mundo, sendo um dos copépodes mais encontrados em águas costeiras e estuarinas do Brasil (Matsumura-Tundisi, 1972). A maior abundância de copépodes na região intermediária do estuário já foi feita anteriormente no estuário do rio Maraú, Bahia (Santos, 2009). Por outro lado, a redução da abundância de copépodes no período chuvoso pode ser devido a redução da salinidade associada a esse período (Lansac-Toha, 1985).

A elevada abundância de larvas de Cirripedia destaca a importância desses organismos na dinâmica trófica do estuário. Esse achado reforça a ideia de que os Cirripedia estão entre os principais fornecedores de larvas de crustáceos em ecossistemas costeiros (Santos *et al.*, 2007). Muxagata *et al.* (2004) observaram que as larvas de Cirripedia são responsáveis por até 12 a 15% da biomassa produzida pelos copépodes calanoides. Isso destaca a relevância desse grupo para a dinâmica da produção de biomassa em ambientes aquáticos, evidenciando a importância desse grupo para os níveis de produção em ambientes aquáticos.

Em relação aos grupos funcionais, rotíferos e cladóceros foram agrupados juntos, possivelmente devido à sua reprodução predominantemente assexuada e à sua alimentação herbívora ou herbívoro-detritívora. Os copépodes, por sua vez, foram distribuídos em três grupos funcionais. Dois destes grupos são divididos devido a capacidade ou não de retenção de ovos. Além dos copépodes, os

Chaetognatha ocuparam o grupo funcional 5, devido, em parte, a seu hábito predatório, assim como os copépodes incluídos nesse grupo funcional. Observou-se também que as larvas de copépodes e copepoditos ocuparam um único grupo. Da mesma forma, as larvas de outros indivíduos formam um grupo funcional distinto, indicando que a ausência de reprodução, característica dos estágios larval e juvenil, foi um fator determinante na separação desses grupos.

Os grupos funcionais compostos principalmente por copépodes, apresentaram um aumento de abundância no período seco e no setor médio estuário. Esses resultados podem ser atribuídos à alta salinidade do período seco. O período de menor chuvas costuma ocasionar em menor ressuspensão de partículas e menor fluxo de sedimentos (Costa *et al.*, 2018), trazendo mais estabilidade, o que pode permitir com que os organismos de reprodução sexuada consigam ter seu sucesso reprodutivo.

O grupo funcional composto por cladóceros e rotíferos, apresentou maior presença na região do alto estuário durante o período chuvoso, evidenciando uma forte influência límnic. Além disso, observou-se que o aumento da salinidade resulta na redução da abundância e riqueza de rotíferos, como constatado por outros autores (Bielanska-Grajner e Cudak, 2014). A reprodução predominantemente assexuada dos rotíferos lhes confere uma vantagem ecológica, pois possibilita altas taxas de proliferação e rápida colonização do habitat (Serra *et al.*, 2019). Esse modo reprodutivo ocorre principalmente em períodos de abundância de recursos, reduzindo a competição intraespecífica (Birky, 1971). A baixa densidade desses organismos, mesmo nos pontos de coleta no alto estuário, podem indicar que os recursos são limitados, o que impede a reprodução assexuada desses indivíduos.

O grupo funcional composto por larvas de invertebrados predadores ou filtradores, apresentou uma diminuição na abundância durante o período chuvoso no alto estuário. Esse padrão pode estar relacionado ao aumento do aporte de água doce e à intensificação das chuvas, que tendem a gerar maior instabilidade para os ambientes aquáticos como os estuários (Shih *et al.*, 2021). Essas condições podem favorecer grupos com maior tolerância a mudanças ambientais, enquanto larvas com exigências ecológicas mais específicas podem ser negativamente impactadas.

Observou-se que em profundidades maiores ocorreu uma menor abundância de zooplâncton, o que está em concordância com estudos sobre a variação vertical

dessas comunidades (Puelles *et al.*, 2019; Yamamae *et al.*, 2023). Esse declínio pode estar associado a fatores como a redução da disponibilidade de luz e a menor produtividade primária em maiores profundidades, que impactam a oferta de recursos e a dinâmica das populações zooplanctônicas (Williamson *et al.*, 2020).

A relação entre salinidade, pH e oxigênio dissolvido com os índices de diversidade funcional destaca o papel crucial das condições abióticas na determinação da estrutura funcional das comunidades zooplanctônicas. A maior dispersão funcional associada ao oxigênio dissolvido pode ser explicada pelo fato de que baixos níveis deste parâmetro afetam diretamente a dinâmica populacional do zooplâncton (Zaganini *et al.*, 2011). Ou seja, ambientes com níveis mais altos de oxigênio dissolvido, tem uma capacidade maior de suportar uma maior diversidade de espécies o que pode refletir na maior diversidade de traços funcionais. Em ambientes com baixos níveis de oxigênio as atividades metabólicas e taxas de respiração podem ser limitadas (Elliott *et al.*, 2013), logo, com o aumento desses níveis de oxigênio, talvez seja possível que organismos com diferentes estratégias de alimentação, reprodução e locomoção coexistem em maior abundância e diversidade.

A redução da riqueza funcional em resposta ao aumento da salinidade pode ser atribuída ao estresse provocado por salinidades elevadas (Setubal *et al.*, 2020), sobretudo nos grupos límnicos. Sendo o estuário do rio Pacoti classificado como hipersalino, esse estresse resultante dos níveis mais altos de salinidade pode favorecer a seleção de espécies estuarinas e costeiras mais tolerantes. Esse padrão possui implicações significativas para a sustentabilidade do ecossistema estuarino diante das mudanças climáticas e do aumento da intrusão salina em regiões tropicais (Elliott *et al.*, 2015).

Um pH mais elevado pode estar associado a condições de maior alcalinidade, as quais favorecem a precipitação de carbono dissolvido e aumentam a disponibilidade de certos nutrientes essenciais para produtores primários (Boyd, 1997). O incremento da produtividade primária pode beneficiar organismos herbívoros, promovendo a ocupação de nichos alimentares variados (Santos, 2008).

Com estes resultados, é evidenciado como a diversidade funcional do zooplâncton em estuários pode ser modulada por variáveis ambientais, como salinidade, pH e oxigênio dissolvido, refletindo a dinâmica ecológica e a resiliência desse ecossistema. A influência dessas variáveis ambientais sobre a estrutura

funcional das comunidades zooplanctônicas demonstra como esses organismos podem ser sensíveis às variações sazonais e aos impactos ambientais. Assim, a abordagem funcional se mostra essencial para avaliar a estabilidade e a capacidade de adaptação dos estuários altamente dinâmicos e produtivos.

Além disso, os achados têm implicações diretas para a gestão e conservação desse ecossistema. A influência de variáveis abióticas sobre os padrões funcionais da comunidade zooplanctônica ressalta a importância de monitoramento contínuo, especialmente diante das mudanças climáticas e da intensificação de impactos antrópicos. Esses resultados reforçam a necessidade de políticas públicas voltadas para a conservação dos estuários e implementação de medidas que minimizem os impactos das atividades humanas sobre esses ecossistemas altamente dinâmicos e produtivos.

6 CONCLUSÃO

Este estudo evidencia que a diversidade funcional do zooplâncton no estuário do rio Pacoti é fortemente influenciada por variáveis abióticas, especialmente salinidade, oxigênio dissolvido e pH. Observou-se que a maior dispersão funcional esteve associada a setores com maior concentração de oxigênio dissolvido, enquanto a riqueza funcional foi reduzida em condições de elevada salinidade, sugerindo um efeito seletivo sobre os grupos de origem límnic. Além disso, a categorização dos organismos com base em características funcionais permitiu a identificação de padrões ecológicos diretamente relacionados às variações ambientais. Essa abordagem contribuiu para uma compreensão mais profunda sobre como mudanças nas condições do estuário afetam não apenas a composição das espécies, mas também o funcionamento do ecossistema. Os resultados reforçam a importância da diversidade funcional para a resiliência dos ecossistemas estuarinos e destacam a necessidade do monitoramento ambiental contínuo para a conservação da biodiversidade nesses ambientes altamente dinâmicos.

7 REFERÊNCIAS

ARAUJO, H. M. P. et al. Zooplankton community dynamics in relation to the seasonal cycle and nutrient inputs in an urban tropical estuary in Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, p. 751-762, 2008.

BARBOSA, L. N. Caracterização geoecológica do estuário do rio Pacoti-Ceará: ações para um planejamento integrado. **Revista de Geociências do Nordeste**, v. 2, p. 971-980, 2016.

BARNETT, A. J.; FINLAY, K.; BEISNER, B. E. Functional diversity of crustacean zooplankton communities: towards a trait-based classification. **Freshwater Biology**, v. 52, n. 5, p. 796-813, 2007.

BARNETT, A.; BEISNER, B. E. Zooplankton biodiversity and lake trophic state: explanations invoking resource abundance and distribution. **Ecology**, v. 88, n. 7, p. 1675-1686, 2007.

BASELGA, A.; ORME, C. D. L. Betapart: an R package for the study of beta diversity. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 3, n. 5, p. 808-812, 2012.

BASILIO, T. H. et al. Ictiofauna do estuário do rio Curu, Ceará, Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 42, n. 2, p. 81-88, 2009.

BEAUMONT, N. J. et al. Identification, definition and quantification of goods and services provided by marine biodiversity: implications for the ecosystem approach. **Marine pollution bulletin**, v. 54, n. 3, p. 253-265, 2007.

BELFIORE, S. The growth of integrated coastal management and the role of indicators in integrated coastal management: introduction to the special issue. **Ocean and Coastal Management**, v. 46, n. 30, p. 225-234, 2003.

BELLWOOD, D. R. et al. Confronting the coral reef crisis. **Nature**, v. 429, n. 6994, p. 827-833, 2004.

BIELAŃSKA-GRAJNER, I.; CUDAK, A. Effects of Salinity on Species Diversity of Rotifers in Anthropogenic Water Bodies. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 23, n. 1, 2014.

BIRKY JR, C. W.; GILBERT, J. J. Parthenogenesis in rotifers: the control of sexual and asexual reproduction. **American Zoologist**, v. 11, n. 2, p. 245-266, 1971.

BOYD, Claude E. Practical aspects of chemistry in pond aquaculture. **The Progressive Fish-Culturist**, v. 59, n. 2, p. 85-93, 1997.

BROOKS, M. E. et al. glmmTMB balances speed and flexibility among packages for zero-inflated generalized linear mixed modeling. **The R Journal**, v. 9, n. 2, p. 378-400, 2017.

BRUSCA, R. C.; MOORE, W.; SHUSTER, S. M. **Invertebrados**. 3a edição. Rio de Janeiro: Guanabara, 2018.

CHRISTOU, E. D. Interannual variability of copepods in a Mediterranean coastal area (Saronikos Gulf, Aegean Sea). **Journal of Marine Systems**, v. 15, n. 1-4, p. 523-532, 1998.

COSTA, Cibele R. et al. Interannual and seasonal variations in estuarine water quality. **Frontiers in Marine Science**, v. 5, p. 301, 2018.

CRUZ, M. M. O.; LIRA, S. M. A.; MELO-JÚNIOR, M. Zooplankton community and copepod carcasses and non-predatory mortality in six tropical estuarine systems (Northeast of Brazil). **Marine Ecology**, v. 44, n. 5, p. e12775, 2023.

CUNHA, M. G. G. S.; KOENING, M. L.; LECA, E. E.; GUENNES, M. **Biodiversidade Marinha da Bacia Potiguar/RN. Fitoplâncton**. 1. ed. Rio de Janeiro: Museu Nacional, 2019. v. 1. 163p

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

ELLIOTT, D. T.; PIERSON, James J.; ROMAN, Michael R. Predicting the effects of coastal hypoxia on vital rates of the planktonic copepod *Acartia tonsa* Dana. **PLoS One**, v. 8, n. 5, p. e63987, 2013.

ELLIOTT, M. et al. Estuarine, coastal and marine ecosystem restoration: confusing management and science—a revision of concepts. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 74, n. 3, p. 349-366, 2007.

ELLIOTT, M. et al. Force majeure: Will climate change affect our ability to attain Good Environmental Status for marine biodiversity?. **Marine pollution bulletin**, v. 95, n. 1, p. 7-27, 2015.

El Moor-Loureiro, L.M.A. 1997. **Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil**. Editora Universa, Brasília.

LARGIER, J. L. Recognizing low-inflow estuaries as a common estuary paradigm. **Estuaries and Coasts**, v. 46, n. 8, p. 1949-1970, 2023.

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, n. 1, p. 680-695, 2016.

GALLIENNE, C. P.; ROBINS, D. B. Is *Oithona* the most important copepod in the world's oceans?. **Journal of Plankton Research**, v. 23, n.120, p. 1421-1432. 2001

GARCIA, T. M. et al. Mesozooplankton community of a dammed estuary in Brazilian semi-arid region. **Cah. Biol. Mar**, v. 61, p. 149-158, 2020.

GOŹDZIEJEWSKA, A. M.; CYMES, I.; GLIŃSKA-LEWCZUK, K. Zooplankton functional diversity as a bioindicator of freshwater ecosystem health across land use gradient. **Scientific Reports**, v. 14, n. 1, p. 18456, 2024

GOMES, L. F. et al. Zooplankton functional-approach studies in continental aquatic environments: a systematic review. **Aquatic Ecology**, v. 53, p. 191-203, 2019.

GUTIERREZ, M. F. et al. Salinity shapes zooplankton communities and functional diversity and has complex effects on size structure in lakes. **Hydrobiologia**, v. 813, p. 237-255, 2018.

HUXMAN, T. E. et al. Precipitation pulses and carbon fluxes in semiarid and arid ecosystems. **Oecologia**, v. 141, p. 254-268, 2004.

JANSSON, A. et al. Functional shifts in estuarine zooplankton in response to climate variability. **Ecology and evolution**, v. 10, n. 20, p. 11591-11606, 2020.

KATHIRESAN, K. Interconnectivity of coastal ecosystems: an overview. **Indian Journal of Geo-Marine Sciences**, v. 43, n. 46, p. 979-988, 2014.

KIØRBOE, T. et al. Adaptive feeding behavior and functional responses in zooplankton. **Limnology and Oceanography**, v. 63, n. 1, p. 308-321, 2018.

KOSTE, W. 1978. **Rotatoria**. Die Radertiere Mittel-europas, 2nd ed. Gebruder Borntraeger, Berlin and Stuttgart.

LAINEL, B. et al. Observation of the coastal areas, estuaries and deltas from space. **Surveys in Geophysics**, v. 44, n. 5, p. 1309-1356, 2023.

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

LAM-HOAI, T.; GUIRAL, D.; ROUGIER, C. Seasonal change of community structure and size spectra of zooplankton in the Kaw River estuary (French Guiana). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 68, n. 1-2, p. 47-61, 2006.

LANSAC-TOHA, F. A. **Ecologia do zooplâncton do estuário do rio Una do Prelado (São Paulo, Brasil)**. 1985. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Paulo.

LEGRAS, G.; LOISEAU, N.; GAERTNER, J. C. Functional richness: Overview of indices and underlying concepts. **Acta Oecologica**, v. 87, p. 34-44, 2018.

LI, K. Z. et al. Spatial and temporal variations of mesozooplankton in the Pearl River estuary, China. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 67, n. 4, p. 543-552, 2006.

LITCHMAN, E.; OHMAN, Mark D.; KIØRBOE, Thomas. Trait-based approaches to zooplankton communities. **Journal of plankton research**, v. 35, n. 3, p. 473-484, 2013.

LOTZE, H. K. et al. Depletion, Degradation, and Recovery Potential of Estuaries and Coastal Seas. **Science**, v. 312, n. 5781, p. 1806-1809, 2006.

MADHUPRATAP, M. Distribution, community structure & species succession of copepods from Cochin Backwaters. **Indian J. of Mar. Sci.**, v. 8, p. 1-8, 1979.

MAMMOLA, S. et al. Concepts and applications in functional diversity. **Functional Ecology**, v. 35, n. 9, p. 1869-1885, 2021.

MARQUES, S. C. et al. Evidence for changes in estuarine zooplankton fostered by increased climate variance. **Ecosystems**, v. 21, p. 56-67, 2017.

MARQUES, S. C. et al. Predicting zooplankton response to environmental changes in a temperate estuarine ecosystem. **Marine Biology**, v. 155, p. 531-541, 2008.

MATSUMURA-TUNDISI, T. **Aspectos ecológicos do zooplâncton da região lagunar de Cananéia com especial referência aos Copepoda (Crustacea)**. 1972. São Paulo. Tese de Doutorado. Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo.

MCGILL, B. J. et al. Rebuilding community ecology from functional traits. **Trends in ecology & evolution**, v. 21, n. 4, p. 178-185, 2006.

MEDEIROS, A. M. A. et al. Salinity and freshwater discharge determine rotifer distribution at the Mossoró River Estuary (Semiarid Region of Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, p. 551-557, 2010.

MELO JÚNIOR, M. **Padrões dinâmicos de transporte e migração do zooplâncton, com ênfase nos Decapoda planctônicos, da Barra de Catuama, Pernambuco-Brasil**. 2005. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco.

MOUILLOT, D. et al. Functional structure of biological communities predicts ecosystem multifunctionality. **PloS one**, v. 6, n. 3, p. e17476, 2011.

MOUCHET, M. A. et al. 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.

MUXAGATA, E.; WILLIAMS, J. A.; SHEADER, M.. Composition and temporal distribution of cirripede larvae in Southampton Water, England, with particular reference to the secondary production of *Elminius modestus*. **ICES Journal of Marine Science**, v. 61, n. 4, p. 585-595, 2004.

NAEEM, S.; WRIGHT, J. P. Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. **Ecology letters**, v. 6, n. 6, p. 567-579, 2003.

ODEBRECHT, C. et al. Biota of the Patos Lagoon estuary and adjacent marine coast: long-term changes induced by natural and human-related factors. **Marine Biology Research**, v. 13, n. 1, p. 3-8, 2017.

OKSANEN, J. et al. **vegan: Community Ecology Package**. R package version 2.6-2, 2022. Disponível em: <https://cran.r-project.org/package=vegan>. Acesso em: 29 jan. 2025.

OLIVER, Mary. **A thousand mornings**. Penguin, 2012.

PARANAGUÁ, M. N et al. O Zooplâncton. In: BARROS, H. M. et al. **Gerenciamento Participativo de Estuários e Manguezais**. Recife: Ed. Universitária da UFPE. cap. 8, p. 81-102, 2000.

PUELLES, M. L. F. et al. Zooplankton abundance and diversity in the tropical and subtropical ocean. **Diversity**, v. 11, n. 11, p. 203, 2019.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2024. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 29 jan. 2025.

RAMOS, S. et al. Environmental forcing and larval fish assemblage dynamics in the Lima River estuary (northwest Portugal). **Journal of Plankton Research**, v. 28, n. 3, p. 275-286, 2006.

RICE, E.; DAM, H. G.; STEWART, G.. Impact of climate change on estuarine zooplankton: surface water warming in Long Island Sound is associated with changes in copepod size and community structure. **Estuaries and coasts**, v. 38, p. 13-23, 2015.

RODRIGUES, J. V. M. **Carbono Azul no Semiárido Nordeste: estoque de carbono do solo de um manguezal em recuperação no estuário do Rio Pacoti, CE**. 2022. 77 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) - Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Instituto de Ciências do Mar - LABOMAR, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2022.

SANTOS, A.; SANTOS, A. Miguel P.; CONWAY, D. V. Horizontal and vertical distribution of cirripede cyprid larvae in an upwelling system off the Portuguese coast. **Marine Ecology Progress Series**, v. 329, p. 145-155, 2007.

SANTOS, D. A.; Schwamborn, R. **O zooplâncton como indicador da qualidade ambiental do Parque dos Manguezais de Pernambuco**. 2008. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.

SANTOS, V. **Distribuição espaço-temporal do zooplâncton no estuário do Rio Marauá, Baía de Camamu – BA**. 2009. Dissertação (Mestrado em Ecologia) -Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus.

SCHLOERKE, B. et al. **GGally: Extension to 'ggplot2'**. R package version 2.1.2, 2021. Disponível em: <https://cran.r-project.org/package=GGally>. Acesso em: 29 jan. 2025.

SEMACE - Superintendência Estadual do Meio Ambiente. Área de Proteção Ambiental do Rio Pacoti. Fortaleza, 2010. Disponível em: . Acesso em: 20 set. 2024.

SERRA, Manuel et al. Surviving uncertainty: Biodiversity, adaptation, and environmental fluctuation in rotifers. **Metode Science Studies Journal**, v. 10, p. 183-191, 2020.

SETUBAL, R. B. et al. Effects of functional diversity and salinization on zooplankton productivity: an experimental approach. **Hydrobiologia**, v. 847, n. 13, p. 2845-2862, 2020.

SHIH, Y. et al. Impact of heavy precipitation events on pathogen occurrence in estuarine areas of the Puzi River in Taiwan. **Plos one**, v. 16, n. 8, p. e0256266, 2021.

SILVA, A. M. A. et al. Zooplankton (Cladocera and Rotifera) variations along a horizontal salinity gradient and during two seasons (dry and rainy) in a tropical inverse estuary (Northeast Brazil). **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 4, n. 2, p. 226-238, 2009.

SILVA, F. R., GONÇALVES-SOUZA T., PATERNO G. B., PROVETE D. B., VANCINE M. H. 2022. **Análises ecológicas no R.** Nupeea: Recife, PE, Canal 6: São Paulo. 640 p. ISBN 978-85-7917-564-0.

SILVA, K. H. F. **Complexidade de áreas marinhas protegidas: fatores que governam a assembleia de copépodes mesozooplanctônicos (após derramamento de petróleo).** 2022. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2022.

SJÖBERG, D. D. et al. **gtsummary: Presentation-ready data summary and analytic result tables.** R package version 1.4.0, 2021. Disponível em: <https://cran.r-project.org/package=gtsummary>. Acesso em: 29 jan. 2025.

SOARES, M. O. et al. Challenges and perspectives for the Brazilian semi-arid coast under global environmental changes. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 3, p. 267-278, 2021.

TELESH, I. V. Plankton of the Baltic estuarine ecosystems with emphasis on Neva Estuary: a review of present knowledge and research perspectives. **Marine Pollution Bulletin**, v. 49, n. 3, p. 206-219, 2004.

THAYER, Gordon W. et al. Biomass of zooplankton in the Newport River estuary and the influence of postlarval fishes. **Chesapeake Science**, v. 15, n. 1, p. 9-16, 1974.

TILMAN, D. Functional diversity. In: Encyclopedia of Biodiversity: Second Edition. **Elsevier Inc.**, 2001. p. 587-596.

TROMBULAK, S. C. et al. Principles of conservation biology: Recommended guidelines for conservation literacy from the education committee of the society for conservation biology. **Conservation biology**, v. 18, n. 5, p. 1180-1190, 2004.

TURNER, J. T. The importance of small planktonic copepods and their roles in pelagic marine food webs. **Zool. Stud**, v. 43, n. 2, p. 255-266, 2004.

VASCONCELOS, R. P. et al. Connectivity between estuaries and marine environment: Integrating metrics to assess estuarine nursery function. **Ecological Indicators**, v. 11, n. 5, p. 1123-1133, 2011.

VERISSIMO, H. et al. 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.

VILLÉGER, S.; MASON, Norman WH; MOUILLOT, David. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, v. 89, n. 8, p. 2290-2301, 2008.

WICKHAM, H. et al. Welcome to the tidyverse. **Journal of Open Source Software**, v. 4, n. 43, p. 1686, 2019.

WILLIAMSON, C. E. et al. Habitat-mediated responses of zooplankton to decreasing light in two temperate lakes undergoing long-term browning. **Frontiers in Environmental Science**, v. 8, p. 73, 2020.

YAMAMAE, K. et al. Vertical changes in zooplankton abundance, biomass, and community structure at seven stations down to 3000 m in neighboring waters of Japan during the summer: Insights from ZooScan imaging analysis. **Progress in Oceanography**, v. 219, p. 103155, 2023.

ZAGANINI, R. L. et al. **Baixa diversidade de zooplâncton na desembocadura de uma represa eutrófica (SP, Brasil): reflexo da poluição?**. Estudos de Biologia (Curitiba), p. 17-24, 2011.