



TAIZA PIMENTEL SANTOS

COMUNIDADE MICROZOOPLANCTÔNICA DE UM
ESTUÁRIO TROPICAL DOMINADO POR RIO – PARQUE
NACIONAL DOS LENÇÓIS MARANHENSES

São Luís

2022

TAIZA PIMENTEL SANTOS

**COMUNIDADE MICROZOOPLANCTÔNICA DE UM ESTUÁRIO TROPICAL
DOMINADO POR RIO – PARQUE NACIONAL DOS LENÇÓIS MARANHENSES**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em oceanografia da Universidade Federal do Maranhão como parte dos requisitos exigidos para a obtenção do título de Mestre em Oceanografia.

Orientador: Marco Valério Jansen Cutrim
Linha de pesquisa: Biodiversidade e Ecologia de Ecossistemas Aquáticos

São Luís

2022

Ficha gerada por meio do SIGAA/Biblioteca com dados fornecidos pela autora
Diretoria Integrada de Bibliotecas/UFMA

Santos, Taiza Pimentel.

Comunidade microzooplanctônica de um estuário tropical
dominado por rio Parque Nacional dos Lençóis Maranhenses
/ Taiza Pimentel Santos. - 2022.

67 p.

Orientador(a): Marco Valério Jansen Cutrim.

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em
Oceanografia/ccbs, Universidade Federal do Maranhão, São
Luis-MA, 2022.

1. Diversidade beta. 2. Heterogeneidade ambiental. 3.
Indicadores ambientais. 4. Zonas estuarinas. 5.
Zooplâncton. I. Cutrim, Marco Valério Jansen. II. Título.

TAIZA PIMENTEL SANTOS

**COMUNIDADE MICROZOOPLANCTÔNICA DE UM ESTUÁRIO TROPICAL
DOMINADO POR RIO – PARQUE NACIONAL DOS LENÇÓIS MARANHENSES**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em oceanografia da Universidade Federal do Maranhão como parte dos requisitos exigidos para a obtenção do título de Mestre em Oceanografia

Aprovada em _____ / dezembro de 2022

Prof. Dr. Marco Valério Jansen Cutrim
(Orientador - UFMA)

Profa. Dra. Andrea Christina Gomes de Azevedo-Cutrim
(Membro externo - UEMA)

Profa. Dra. Ana Karoline Duarte dos Santos Sá
(Membro externo)

São Luís, MA
2022

*Dedico este trabalho aos meus pais,
Antônio Luís e Ana Lourdes, por me apoiar em
tudo, por fazerem o possível e impossível para
que eu pudesse realizar meus sonhos.*

*E as minhas avós Maria Amália e Sebastiana,
por serem meus maiores exemplos de Luta.*

AGRADECIMENTO

Agradeço a Deus, por ser essencial em minha vida.

Aos meus Pais Ana Lourdes P. Santos e Antônio Luís A. Santos pelo amor incondicional e suporte quando precisei.

Aos meus irmãos Talita, Amalia, Saulo, Thacyane e Igor por sempre torcerem pelas minhas vitórias, mais uma vez obrigada Igor! Pelas vezes que me ajudou com a logística de conseguir água para algumas análises. Aos demais membros da minha família, pela torcida, amor e orações.

Agradeço a meu orientador, Dr. Marco Valério Jansen Cutrim, pelo apoio, paciência, compreensão e ensinamentos ao longo da minha caminhada acadêmica.

À Lisana F. Cavalcante Lima e Ana Karoline D.S. Sá, doutorandas e amigas que amo muito, por todo apoio, pelas alegrias compartilhadas, pelo conforto nas horas de desespero, pelas conversas e os milhares discussões científicas que muitos contribuíram para este trabalho.

A minha amiga de turma e Laboratório Quedyane/Cleyde por sempre estar disponível para me ajudar, pelas conversas e risadas e a minha amiga Kerlem Carvalho pelas palavras de apoio e companheirismo de sempre (Vamos vencendo aos poucos!) ... grata por dividirmos os perrengues da pós-graduação.

As minhas amigas Bianca, Dayene, Caroline, Lucielen, Rayssa e Thamires por sempre estarem comigo e apoiarem meus sonhos e projetos, por serem minhas confidentes e as vezes psicólogas, amo vocês.

Pelo incentivo e palavras de apoio, pelas milhares de caronas, conversas e sorrisos na UFMA, obrigada de coração por acreditar em mim, Lion!

Iago e Rayane do laboratório LBVM-UEMA pelo suporte nas identificações da comunidade zooplanctônica no começo deste trabalho.

A Universidade Federal do Maranhão e ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia e seus funcionários e pesquisadores pelo apoio e suporte logístico.

A Fundação de Amparo à Pesquisa e ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico do Maranhão – FAPEMA pela concessão de bolsa de estudos.

*Por fim, a todos que de certo modo contribuíram com a realização desse trabalho ☺.
Com muito amor, Taiza.*

*Wrapped within the arms of heaven
In a peace that lasts forever
Sinking deep, in mercy's sea*

*I'm wide awake
Drawing close, stirred by grace
And all my heart is Yours
All fear removed, I breathe You in
I lean into Your love, Your love.*

*When I'm lost You pursue me
Lift my head to see Your glory
Lord of all, so beautiful.*

*Here in You, I find shelter
Captivated by the splendor
Of Your face, my secret place.*

Sinking Deep
Hillsong Young Free

LISTA DE TABELA

Tabela 1 Resultados da análise multivariada permutacional de variância (PERMANOVA) das variáveis ambientais, considerando os períodos sazonais e as zonas.....	31
Tabela 2 Variáveis biológicas (fitoplâncton), considerando os períodos sazonais e zonas	34
Tabela 3 Valor Indicador (IndVal) das espécies, de especificidade, fidelidade, regime trófico e ecologia em cada zona do Rio Preguiças-Barreirinhas, MA.	39
Tabela 4 Análise da Biota-ambiente (BIOENV) mostrando as 10 melhores combinações de variáveis ambientais que contribuem para variações na abundância das espécies indicadoras em cada zona. ZC = Zona Costeira; ZM = Zona de Mistura; ZR = Zona de Rio.	42

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** Localização dos pontos de amostragem ao longo no rio Preguiças, nordeste do Brasil -MA..... 25
- Figura 2** Transecto longitudinal de salinidade ao longo do estuário do rio Preguiças. Autoria própria..... 26
- Figura 3** Análise de dispersão considerando os dados ambientais, distância média dos centroides entre as zonas. ZC = Zona Costeira; ZM = Zona de Mistura; ZR = Zona de Rio. 32
- Figura 4** Representação gráfica (box plot) da distribuição espacial e sazonal dos dados ambientais em relação as zonas e períodos sazonais. a) Salinidade; b) Temperatura c) pH; d) sólidos totais dissolvidos; e) Oxigênio Dissolvido; f) Material Particulado em Suspensão; ZC = Zona Costeira; ZM = Zona de Mistura; ZR = Zona de Rio. 33
- Figura 5** Abundância dos grupos de microzooplâncton encontrados em dois períodos temporais (a-estiagem, b-chuvoso) nas zonas ao longo do rio Preguiças, Barreirinhas – MA 35
- Figura 6** Distribuição espacial e temporal da abundância e diversidade α (diversidade, dominância, riqueza e uniformidade) da comunidade microzooplânctônica. ZC= Zona Costeira; ZM= Zona de Mistura; ZR= Zona de Rio..... 36
- Figura 7** Partição da Beta diversidade entre as três zonas de ERP, médias dos componentes de rotatividade (setas a esquerda) e aninhamento (setas a direita). 37
- Figura 8** Dendrograma dos dados biológicos a partir da análise de agrupamento de Cluster e disposição dos grupos obtido através da ordenação por nMDS. ZC = Zona Costeira; ZM = Zona de Mistura; ZR = Zona de Rio..... 41
- Figura 9** Análise de Redundância baseada na distância (dbRDA), das espécies indicadoras e dados hidrobiológicos. 44
- Figura 10** Modelos Aditivos Generalizados (GAMs) descrevendo como abundância e biomassa do fitoplâncton influenciaram toda a comunidade microzooplânctônica (a), as bioindicadoras de ZC (b) e ZM (c). As linhas sólidas representam as relações médias suavizadas dos GAMs e as áreas coloridas são intervalos de confiança de 95%. 45

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	11
FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	12
JUSTIFICATIVA	14
PAPER 1.....	19
RESUMO.....	21
1 INTRODUÇÃO	23
2 MATERIAL E MÉTODOS	24
2.1 DESCRIÇÃO DA ÁREA	24
2.2 AMOSTRAGEM	26
2.3 PARÂMETROS HIDROLÓGICOS	27
2.4 PARÂMETROS BIOLÓGICOS	27
2.5 TRATAMENTO NUMÉRICO DOS DADOS	29
2.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA	29
3. RESULTADOS	31
3.1 HETEROGENEIDADE AMBIENTAL	31
3.2 ABUNDÂNCIA FITOPLANCTÔNICA E CLOROFILA <i>A</i>	33
3.3 ESTRUTURA DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA E DIVERSIDADE ALFA (A) E BETA (B)	34
3.4 ESPÉCIES INDICADORAS DE ZONAS	38
3.5 EFEITO DAS VARIAÇÕES AMBIENTAIS NA DISTRIBUIÇÃO PLANCTÔNICA.....	40
4. DISCUSSÃO	46
4.1 .HETEROGENEIDADE AMBIENTAL E ESTRUTURA DA COMUNIDADE ZOOPLÂNCTONICA	46
4.2 ZOOPLÂNCTON INDICADOR E FILTROS DE DISPERSÃO AMBIENTAL.....	48
4.3 HETEROGENEIDADE AMBIENTAL E DIVERSIDADE BETA.....	49
5. CONCLUSÃO.....	50
REFERÊNCIAS.....	51
MATERIAL SUPLEMENTAR.....	60

RESUMO

Estudos dos padrões de distribuição e diversidade do zooplâncton associados heterogeneidade ambiental são importantes para entender a estrutura básica e a função dos ecossistemas costeiros. O estudo enfatizou a importância dos filtros ambientais na dinâmica das comunidade microzooplancônica e as relações ecológicas estabelecidas com o fitoplâncton em três zonas no estuário tropical de mesomárés. O microzooplâncton registrou um total de 89 espécies, inseridas em 14 Filos, sendo o Arthropoda o mais representativo (72,21%), seguido dos Ciliphora e Mollusca. A classe Copepoda se destaca, com as espécies *Paracalanus crassiostris*, *Pseudodiaptomus gracilis* e *Oithona nana* dominando a comunidade. Do total, 21 espécies foram selecionadas como indicadoras, destacando-se *Temora turbinata* na zona costeira (ZC), *Rhizodomus tagatzi* na zona de mistura (ZM) e *Bosminopsis deitersi* na zona de rio (ZR). A heterogeneidade ambiental apresentou diferenças espaciais significativas, com variações regidas principalmente pelo gradiente de salinidade, temperatura e pH, que atuaram como os principais filtros ambientais. As espécies de ZC e ZM demonstraram relações ecológicas diretas com as florações das diatomáceas *Skeletonema costatum* e *Asterionellopsis glacialis*, o qual a abundância do microzooplâncton foi favorecida pela ocorrência das mesmas, denotando um controle de cima para baixo da rede trófica. Quando ao particionamento da diversidade beta, o componente de rotatividade foi responsável pela alta diversidade, devido à heterogeneidade ambiental, a qual distinguiu as comunidades entre as zonas. A ZM atuou como um centro dispersor, com 58% de suas espécies migrando entre todas as zonas, definindo-a, assim, como uma área que demanda maior proteção da biodiversidade.

Palavras-chave: Zooplâncton, diversidade beta, indicadores ambientais, heterogeneidade ambiental, zonas estuarinas.

INTRODUÇÃO GERAL

O estuário é uma porção da zona costeira definido como um sistema semi-fechado que se estende até o limite da influência da maré, sendo que em seu interior a salinidade da água é diluída devido à mistura de massa de água de um rio principal e seus afluentes (DYER, 1997). As áreas estuarinas constituem alguns dos ecossistemas mais produtivos do mundo, pois interagem com o seu entorno através da dimensão lateral (ALLAN e CASTILHO, 2007) importando energia alóctone do sistema terrestre e exportando energia através da dimensão longitudinal. Essa interação contribui para mudanças graduais nas variáveis físicas, químicas e biológicas (RAMOS *et al.*, 2021), como variações no fluxo da água, declive e substrato; variações na concentração de oxigênio dissolvido e turbidez; variações na estrutura ecológica e funções das comunidades (VANNOTE *et al.*, 1980; DORETTO *et al.*, 2020). Tais características revelam o quanto esses sistemas são ambientes naturalmente dinâmicos e heterogêneos e que mudam seus componentes estruturais e funcionais ao longo de seus cursos (LE COZ *et al.*, 2017).

No entanto, as atividades humanas em áreas costeiras têm mudado os padrões e processos dos rios, reduzindo as variações do fluxo de água e resultando em perdas de habitat (FULLER *et al.*, 2007; WARD *et al.*, 2002). Muitos dos estuários e águas costeiras mudaram de ecossistemas equilibrados e produtivos para sistemas eutróficos desequilibrados, experimentando mudanças repentinas, alterações biogeoquímicas e deterioração em sua qualidade (PINCKNEY *et al.*, 2001). Dentre algumas ações negativas que afetam não só estuários, mas também as pessoas, pode-se citar a poluição orgânica dos rios por descarga de esgotos domésticos, intensificação da pecuária (ZHANG *et al.*, 2013; SCANES, 2018) e o estabelecimentos de uma política de turismo agressivo em áreas de preservação.

O zooplâncton constitui uma das comunidades mais abundantes e diversificadas dos ecossistemas aquáticos, compreendendo organismos de quase todos os filos animais conhecidos. Estes estabelecem relações complexas, competindo por espaço e recursos orgânicos e inorgânicos, atuam como o principal elo entre os produtores primários e entre níveis tróficos superiores, desempenhando um papel ecológico vital no funcionamento do ecossistema. Por responderem rapidamente às mudanças nos parâmetros abióticos (por exemplo, salinidade, temperatura, fluxo do rio) ou bióticos (por exemplo, disponibilidade de alimentos, predação) a dinâmica dessas comunidades é um bom indicador dos impactos das mudanças ambientais (DAVID *et al.*, 2005; HOOVER *et al.*, 2006; ZHANG *et al.*, 2021). Estudo como o de Shen *et al.* (2021) demonstrou que a qualidade da água melhora com a

diminuição do nível de urbanização, tal resposta obtida através da diversidade do microzooplâncton, reforçando assim a importância dos estudos com esses organismos.

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

O ecossistema estuarino é um ambiente altamente dinâmico influenciado pela água do mar e águas doces adjacentes, são locais mais suscetíveis a impactos (navegação, resíduos urbanos, industriais), que os tornam vulneráveis a mudanças, seja climáticas, poluição ou pesca predatória que por sua vez alteram a produtividade de suas água (KRESS *et al.*, 2002; ABDUL *et al.*, 2016). Frequentemente o estudo do impacto nesses ambientes costeiros, visam determinar as mudanças e efeitos do uso humano, monitorando a variação dos processos físicos e químicos que ocorrem nos estuários, e a dinâmica das populações biológicas, em particular da comunidade planctônica (MARQUES *et al.*, 2007).

Variações ambientais em ecossistemas tropicais são comumente influenciadas pelo padrão sazonal de precipitação (SOARES *et al.*, 2008; TUNDISI *et al.*, 2010; SYVITSKI *et al.*, 2014) que conseqüentemente interfere na auteração de vários fatores ambientais, como temperatura, salinidade, vento, correntes, e mistura das marés que também são refletido na dinâmica populacional da comunidade planctônica (RAWLINSON *et al.*, 2005; ROMAN *et al.*, 2001).

O zooplâncton compreende um conjunto filogeneticamente e funcionalmente diverso do plâncton, são sensíveis a condições oceanográficas variadas (KEISTER *et al.*, 2020), especialmente nas regiões estuarinas próximas à costa, existe um gradiente de salinidade a montante e a jusante e o zooplâncton é distribuído ao longo desse gradiente de salinidade de acordo com as tolerâncias fisiológicas específicas do táxon (BOLLENS *et al.*, 2014; CLOERN *et al.*, 2017). Por ocuparem múltiplos níveis tróficos os organismos zooplânctônicos são essenciais para os fluxos de material e energia nas redes alimentares aquáticas, sendo o elo entre o fitoplâncton e os vertebrados e invertebrados maiores, também desempenham um papel importante na ciclagem de carbono e na transferência de poluentes nas cadeias alimentares marinhas tendo efeitos profundos na comunidade planctônica por meio de suas atividades de presa-predador (HOBSON *et al.*, 2002).

Em especial, o microzooplâncton que é estruturado por organismos heterotróficos, principalmente de protistas, dentro de um espectro de tamanho entre 20 e 200 μm , são considerados grandes consumidores, pastando cerca de metade da produção primária (LANDRY e CALBET, 2004 ; TSUDA *et al.*, 2010). O microzooplâncton apresenta taxas

de crescimento mais altas que o mesozooplâncton e, portanto, sua resposta numérica é mais importante no controle do aumento da produção algal (TSUDA *et al.*, 2010).

Em vista disso, compreender a composição, distribuição e diversidade das espécies do microzooplâncton é muito importante para entender as relações ecológicas e tróficas, já que as variações na distribuição taxonômica das comunidades de microzooplâncton podem ter um efeito significativo nas principais funções do ecossistema, como produção primária e secundária, e ciclagem de nutrientes (LEVINSEN e NIELSEN, 2002). Comparado ao zooplâncton maior o microzooplâncton tem maior limitações, quanto a motilidade, assim é mais suscetível a fatores físicos na distribuição espacial (REID e STEWART, 1989).

Dentre muitos fatores estudados na ecologia na busca por respostas do que influência a estruturação dessas comunidades, está o estudo da heterogeneidade ambiental, produtividade, dispersão e conectividade entre habitats (THOMPSON *et al.*, 2016). A heterogeneidade ambiental é um fator de grande importância para a diversidade de um ambiente (HEINO, 2013; ASTORGA *et al.*, 2014). Ecossistemas heterogêneos proporcionam a coexistência de espécies devido ao fato de que o processo de substituição das espécies competidoras inferiores pelas superiores não se completa, pois diferentes manchas de habitat oferecem diferentes condições de crescimento (GREIG-SMITH e WILLIAMS, 1966).

Em adição a isso, o aumento das preocupações com os impactos nos ecossistemas tornou a avaliação e as investigações da biodiversidade uma questão cada vez mais urgente (AGRA *et al.*, 2021, KEKE *et al.*, 2021). Assim, vem sendo pesquisado a influência ambiental nas diferentes escalas de diversidade, a diversidade de espécies em escala regional a global é definida como diversidade gama (γ), em escala local considera-se a diversidade alfa (α), que é expressa através da riqueza de espécies e destaca a importância dos componentes abióticos e bióticos do sistema local, e a diversidade beta que revela a conectividade entre as diversidades α (local) e γ (regional) e reflete a resposta das espécies à heterogeneidade ambiental e dispersão ao longo de gradientes ecológicos (ANDERSON *et al.*, 2011, SOCOLAR *et al.* 2016, SHOEMAKER *et al.*, 2020).

O conceito de diversidade beta de espécies foi proposto por Whittaker (1960), que definiu a heterogeneidade na composição de espécies entre as comunidades em uma escala espaço-temporal (QIN *et al.*, 2019). Baselga (2010) e Villéger *et al.* (2013) descobriram que dois componentes que descrevem os padrões diferenciais das espécies podem ser identificados pela decomposição da diversidade beta, são estes: a substituição de espécies,

também referido como o componente de renovação de espécies e o aumento ou desaparecimento de espécies, denominado componente de aninhamento de espécies (BASELGA,2016).

As respostas dos componentes de substituição e aninhamento tem papéis importantes na formação dos padrões de diversidade beta e podem inferir respostas tanto na capacidade de dispersão ou limitação da dispersão quanto nos processos ambientais (BASELGA, 2010). Desse modo, determinar como a dinâmica ambiental reflete na diversidade microzooplânctônica, e como essas redes manterão sua composição e estrutura ao longo do espaço-tempo, enriquece o conhecimento sobre interações do plâncton nos estuários tropicais.

JUSTIFICATIVA

Para conhecer e compreender um ecossistema estuarino é preciso estudar os múltiplos fatores que atuam sobre o mesmo, assim o estudo da diversidade beta tem uma importante função, pois marca os ambientes mais suscetíveis a degradação (baixa diversidade) e os que podem funcionar como centro dispersor (alta diversidade), sinalizando de forma eficaz áreas a serem priorizadas na gestão do ambiente aquático, bem como, o papel do microzooplâncton nas interações tróficas, e suas respostas aos gradientes ambientais. Ao relacionar ambos os assuntos o presente estudo busca torna-se uma base para gestão e conservação desses ambientes, mediante a escassez de estudos sobre a beta diversidade e as condições dos sistemas lóticos e lênticos tropicais de menor porte no Brasil

OBJETIVOS

O presente estudo tem como objetivo geral analisar as características da biodiversidade taxonômica do microzooplâncton nas zonas definidas no estuário, de acordo com o gradiente de salinidade, associadas às mudanças temporais.

Quanto aos objetivos específicos, pretende-se:

- Identificar, quantificar e caracterizar a abundância do microzooplâncton;
- Determinar as mudanças nos índices de diversidade alfa e beta da comunidade em função dos parâmetros ambientais;
- Definir filtros ambientais que afetam as espécies indicadoras das zonas do ecossistema.
- Identificar os padrões que regem a relação ecológica entre fitoplâncton e zooplâncton ao longo do gradiente estuarino.

REFERÊNCIAS

Abdul, W. O., Adekoya, E. O., Ademolu, K. O., Omoniyi, I. T., Odulate, D. O., Akindokun, T. E., Olajide, A. E. (2016). The effects of environmental parameters on zooplankton assemblages in tropical coastal estuary, South-west, Nigeria. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 42(3), 281–287. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2016.05.005>

Agra, J., Ligeiro, R., Heino, J., Macedo, D. R., Castro, D. M. P., Linares, M. S., Callisto, M. (2021). Anthropogenic disturbances alter the relationships between environmental heterogeneity and biodiversity of stream insects. *Ecological Indicators*, 121, 107079. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107079>

Allan, J. D.; Castillo, M. M. 2007. *Stream ecology: structure and function of running waters*. 2. ed. Dordrecht: Springer. 436p

Anderson, M. J., Crist, T. O., Chase, J. M., Vellend, M., Inouye, B. D., Freestone, A. L., Sanders, N. J., Cornell, H. V., Comita, L. S., Davies, K. F., Harrison, S. P., Kraft, N. J. B., Stegen, J. C., Swenson, N. G. (2011). Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters*, 14(1), 19–28. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01552.x>

Astorga A., Death R., Death F., Paavola R., Chakraborty M. Muotka T. (2014) Habitat heterogeneity drives the geographical distribution of beta diversity: the case of New Zealand stream invertebrates. *Ecology and Evolution*, 4, 2693–2702 <https://doi.org/10.1002/ece3.1124>

Baselga, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19(1), 134–143. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x>

Baselga, A. (2016). Partitioning abundance-based multiple-site dissimilarity into components: balanced variation in abundance and abundance gradients. *Methods in Ecology and Evolution*, 8(7), 799–808. Portico. <https://doi.org/10.1111/2041-210x.12693>

Bollens, S., Breckenridge, J., Cordell, J., Simenstad, C., Kalata, O. (2014). Zooplankton of tidal marsh channels in relation to environmental variables in the upper San Francisco Estuary. *Aquatic Biology*, 21(3), 205–219. <https://doi.org/10.3354/ab00589>

Cloern, J. E., Jassby, A. D., Schraga, T. S., Nejad, E., Martin, C. (2017). Ecosystem variability along the estuarine salinity gradient: Examples from long-term study of San Francisco Bay. *Limnology and Oceanography*, 62(S1). Portico. <https://doi.org/10.1002/lno.10537>

David, V., Sautour, B., Chardy, P., Leconte, M. (2005). Long-term changes of the zooplankton variability in a turbid environment: The Gironde estuary (France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64(2–3), 171–184. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.01.014>

Doretto, A., Piano, E., Larson, C. E. (2020). The River Continuum Concept: lessons from the past and perspectives for the future. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 77(11), 1853–1864. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2020-0039>

Dyer, K. R. 1977. *Estuaries. A Physical Introduction*. Wiley-Interscience Publication. John Wiley and Sons, New York.

Fuller, T., Sánchez-Cordero, V., Illoldi-Rangel, P., Linaje, M., Sarkar, S. (2007). The cost of postponing biodiversity conservation in Mexico. *Biological Conservation*, 134(4), 593–600. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.08.028>

Greig-Smith, P., Williams, C. B. (1966). Patterns in the Balance of Nature and Related Problems in Quantitative Ecology. *The Journal of Ecology*, 54(2), 549. <https://doi.org/10.2307/2257968>

Heino, J., Grönroos, M., Ilmonen, J., Karhu, T., Niva, M., Paasivirta, L. (2013). Environmental heterogeneity and β diversity of stream macroinvertebrate communities at intermediate spatial scales. *Freshwater Science*, 32(1), 142–154. <https://doi.org/10.1899/12-083.1>

Hobson, K. A., Fisk, A., Karnovsky, N., Holst, M., Gagnon, J.-M., Fortier, M. (2002). A stable isotope ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$) model for the North Water food web: implications for evaluating trophodynamics and the flow of energy and contaminants. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 49(22–23), 5131–5150. [https://doi.org/10.1016/s0967-0645\(02\)00182-0](https://doi.org/10.1016/s0967-0645(02)00182-0)

Roman, M., Holliday, D., Sanford, L. (2001). Temporal and spatial patterns of zooplankton in the Chesapeake Bay turbidity maximum. *Marine Ecology Progress Series*, 213, 215–227. <https://doi.org/10.3354/meps213215>

Hoover, R., Hoover, D., Miller, M., Landry, M., DeCarlo, E., and Mackenzie, F. 2006. Zooplankton response to storm runoff in a tropical estuary: bottom-up and top-down controls. *Marine Ecology Progress Series*, 318, 187–201. <https://doi.org/10.3354/meps318187>

Keister, J. E., Winans, A. K., Herrmann, B. (2020). Zooplankton Community Response to Seasonal Hypoxia: A Test of Three Hypotheses. *Diversity*, 12(1), 21. <https://doi.org/10.3390/d12010021>

Keke, U. N., Arimoro, F. O., Ayanwale, A. V., Odume, O. N., Edegbene, A. O. (2021). Weak relationships among macroinvertebrates beta diversity (β), river status, and environmental correlates in a tropical biodiversity hotspot. *Ecological Indicators*, 129, 107868. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107868>

Kress, N., Coto, S. L., Brenes, C. L., Brenner, S., Arroyo, G. (2002). Horizontal transport and seasonal distribution of nutrients, dissolved oxygen and chlorophyll-a in the Gulf of Nicoya, Costa Rica: a tropical estuary. *Continental Shelf Research*, 22(1), 51–66. [https://doi.org/10.1016/s0278-4343\(01\)00064-4](https://doi.org/10.1016/s0278-4343(01)00064-4)

Landry, M. R., Calbet, A. (2004). Microzooplankton production in the oceans. *ICES Journal of Marine Science*, 61(4), 501–507. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2004.03.011>

Le Coz, M., Chambord, S., Meire, P., Maris, T., Azémar, F., Ovaert, J., Buffan-Dubau, E., Kromkamp, J. C., Sossou, A. C., Prygiel, J., Spronk, G., Lamothe, S., Ouddane, B., Rabodonirina, S., Net, S., Dumoulin, D., Peene, J., Souissi, S., Tackx, M. 2017. Test of some ecological concepts on the longitudinal distribution of zooplankton along a lowland water course. *Hydrobiologia*, 802(1), 175–198. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3256-6>

- Levinsen, H., Nielsen, T. G. (2002). The trophic role of marine pelagic ciliates and heterotrophic dinoflagellates in arctic and temperate coastal ecosystems: A cross-latitude comparison. *Limnology and Oceanography*, 47(2), 427–439. Portico. <https://doi.org/10.4319/lo.2002.47.2.0427>
- Marques, S. C., Azeiteiro, U. M., Martinho, F., Pardal, M. Â. (2007). Climate variability and planktonic communities: The effect of an extreme event (severe drought) in a southern European estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 73(3–4), 725–734. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.03.010>
- Pinckney, J. L., Richardson, T. L., Millie, D. F., Paerl, H. W. 2001. Application of photopigment biomarkers for quantifying microalgal community composition and in situ growth rates. *Organic Geochemistry*, 32(4), 585–595. [https://doi.org/10.1016/s0146-6380\(00\)00196-0](https://doi.org/10.1016/s0146-6380(00)00196-0)
- Qin, H., Dong, G., Zhang, F. (2019). Relative roles of the replacement and richness difference components of beta diversity following the ecological restoration of a mountain meadow, north China. *Ecological Informatics*, 52, 159–165. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2019.05.009>
- Ramos, E. de A., Ramos Okumura, A. T., Silva, A. G., Pereira, T. L., Simões, N. R. 2021. Alpha and beta diversity of planktonic microcrustaceans are associated with environmental heterogeneity in the Frades River Basin, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 1–12. <https://doi.org/10.1080/01650521.2021.1933702>
- Rawlinson, K. A., Davenport, J., Barnes, D. K. A. (2005). Tidal exchange of zooplankton between Lough Hyne and the adjacent coast. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 62(1–2), 205–215. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2004.08.018>
- Reid F., Stewart I. Nearshore microplanktonic assemblages off southern California in February 1983 during the El Niño event. *Cont. Shelf Res.*, 9 (1989), pp. 37-50
- Scanes, C. G. 2018. Human Activity and Habitat Loss: Destruction, Fragmentation, and Degradation. *Animals and Human Society*, 451–482. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-805247-1.00026-5>
- Shen, J., Qin, G., Yu, R., Zhao, Y., Yang, J., An, S., Liu, R., Leng, X., Wan, Y. 2021. Urbanization has changed the distribution pattern of zooplankton species diversity and the structure of functional groups. *Ecological Indicators*, 120, 106944. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106944>
- Shoemaker, L. G., Sullivan, L. L., Donohue, I., Cabral, J. S., Williams, R. J., Mayfield, M. M., Chase, J. M., Chu, C., Harpole, W. S., Huth, A., HilleRisLambers, J., James, A. R. M., Kraft, N. J. B., May, F., Muthukrishnan, R., Satterlee, S., Taubert, F., Wang, X., Wiegand, T., Abbott, K. C. (2019). Integrating the underlying structure of stochasticity into community ecology. *Ecology*, 101(2). Portico. <https://doi.org/10.1002/ecy.2922>
- Soares, M. C. S., Marinho, M. M., Huszar, V. L. M., Branco, C. W. C., Azevedo, S. M. F. O. (2008). The effects of water retention time and watershed features on the limnology of two tropical reservoirs in Brazil. *Lakes and Reservoirs: Science, Policy and Management for Sustainable Use*, 13(4), 257–269. Portico. <https://doi.org/10.1111/j.1440->

[1770.2008.00379.x](#)

Socolar, J. B., Gilroy, J. J., Kunin, W. E., Edwards, D. P. (2016). How Should Beta-Diversity Inform Biodiversity Conservation? *Trends in Ecology and Evolution*, 31(1), 67–80. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.11.005>

Syvitski, J. P. M., Cohen, S., Kettner, A. J., Brakenridge, G. R. (2014). How important and different are tropical rivers? — An overview. *Geomorphology*, 227, 5–17. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2014.02.029>

Thompson, P. L., Rayfield, B., Gonzalez, A. (2016). Loss of habitat and connectivity erodes species diversity, ecosystem functioning, and stability in metacommunity networks. *Ecography*, 40(1), 98–108. Portico. <https://doi.org/10.1111/ecog.02558>

Tsuda, A., Fukami, K., Kiyosawa, H., Suzuki, K., Takeda, S., Nishioka, J., Takahashi, M., Johnson, K., Wong, C.-S. (2010). Response of lower trophic organisms to nutrient input and effects on carbon budget: a mesocosm experiment. *Plankton and Benthos Research*, 5(4), 144–155. <https://doi.org/10.3800/pbr.5.144>

Tundisi, J.G., Matsumura-Tundisi, T., Pereira, K.C., Luzia, A.P., Passerini, M.D., Chiba, W.A.C., Morais, M.A., Sebastien, N.Y. (2010). Cold fronts and reservoir limnology: an integrated approach towards the ecological dynamics of freshwater ecosystems. *Brazilian Journal of Biology*, 70(3 suppl), 815–824. <https://doi.org/10.1590/s1519-69842010000400012>

Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., and Cushing, C. E. 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37(1), 130–137. <https://doi.org/10.1139/f80-017>

Villéger, S., Grenouillet, G., Brosse, S. (2013). Decomposing functional β -diversity reveals that low functional β -diversity is driven by low functional turnover in European fish assemblages. *Global Ecology and Biogeography*, 22(6), 671–681. <https://doi.org/10.1111/geb.12021>

Ward, J. V., Tockner, K., Arscott, D. B., Claret, C. 2002. Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology*, 47(4), 517–539. Portico. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00893.x>

Whittaker, R. H. (1960). Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, 30(3), 279–338. Portico. <https://doi.org/10.2307/1943563>

Zhang, Y., Zhao, R., Kong, W., Geng, S., Bentsen, C. N., Qu, X. 2013. Relationships between macroinvertebrate communities and land use types within different riparian widths in three headwater streams of Taizi River, China. *Journal of Freshwater Ecology*, 28(3), 307–328. <https://doi.org/10.1080/02705060.2013.779941>

Zhang, Z., Zhuang, Y., Chen, H., Lu, S., Li, Y., Ge, R., Chen, C., Liu, G. 2021. Effects of *Prorocentrum donghaiense* bloom on zooplankton functional groups in the coastal waters of the East China Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 172, 112878. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112878>

PAPER 1

Ecohydrology and Hydrobiology

<https://www.journals.elsevier.com/ecohydrology-and-hydrobiology>

**Resposta da estrutura, composição e diversidade da comunidade
microzooplânctônica às interações tróficas, mudanças espaciais e temporais em um
estuário tropical de mesomaré – Parque Nacional dos Lençóis Maranhenses**

Taiza Pimentel Santos ^a, Marco Valério Jansen Cutrim ^a

^a Programa de Pós-Graduação em Oceanografia – PPGOceano- Universidade Federal do Maranhão –UFMA, Cidade Universitária Dom Delgado, Av. dos Portugueses, Nº1966, Bacanga - CEP. 65080-805, São Luís - MA, Brasil, Brasil.

Número de figuras: 10

Número de Tabelas: 4

Palavras-chave: Zooplâncton, diversidade beta, indicadores ambientais, heterogeneidade ambiental, zonas estuarinas.

Resumo do título: Comportamento da comunidade zooplânctônica em função da heterogeneidade ambiental.

RESUMO

Estudos dos padrões de distribuição e diversidade do zooplâncton associados heterogeneidade ambiental são importantes para entender a estrutura básica e a função dos ecossistemas costeiros. O estudo enfatizou a importância dos filtros ambientais na dinâmica das comunidade microzooplanctônica e as relações ecológicas estabelecidas com o fitoplâncton em três zonas no estuário tropical de mesomárés. O microzooplâncton registrou um total de 89 espécies, inseridas em 14 Filos, sendo o Arthropoda o mais representativo (72,21%), seguido dos Ciliphora e Mollusca. A classe Copepoda se destaca, com as espécies *Paracalanus crassiostris*, *Pseudodiaptomus gracilis* e *Oithona nana* dominando a comunidade. Do total, 21 espécies foram selecionadas como indicadoras, destacando-se *Temora turbinata* na zona costeira (ZC), *Rhizodomus tagatzi* na zona de mistura (ZM) e *Bosminopsis deitersi* na zona de rio (ZR). A heterogeneidade ambiental apresentou diferenças espaciais significativas, com variações regidas principalmente pelo gradiente de salinidade, temperatura e pH, que atuaram como os principais filtros ambientais. As espécies de ZC e ZM demonstraram relações ecológicas diretas com as florações das diatomáceas *Skeletonema costatum* e *Asterionellopsis glacialis*, o qual a abundância do microzooplâncton foi favorecida pela ocorrência das mesmas, denotando um controle de cima para baixo da rede trófica. Quando ao particionamento da diversidade beta, o componente de rotatividade foi responsável pela alta diversidade, devido à heterogeneidade ambiental, a qual distinguiu as comunidades entre as zonas. A ZM atuou como um centro dispersor, com 58% de suas espécies migrando entre todas as zonas, definindo-a, assim, como uma área que demanda maior proteção da biodiversidade.

Palavras-chave: Zooplâncton, diversidade beta, indicadores ambientais, heterogeneidade ambiental, zonas estuarinas.

ABSTRACT

Studies of zooplankton distribution patterns and diversity associated with environmental heterogeneity are necessary to understand the basic structure and function of coastal ecosystems. The study emphasized the importance of environmental filters in the dynamics of the microzooplankton community and in the ecological relationships with phytoplankton in three zones of the tropical mesotidal estuary. The microzooplankton recorded 89 species, including 14 phyla, with Arthropoda being the most representative (72.21%), followed by Ciliphora and Mollusca. The Copepoda class stands out, with *Paracalanus crassiostris*, *Pseudodiaptomus gracilis*, and *Oithona nana* dominating the community. Of the total, 21 species were selected as indicators, highlighting *Temora turbinata* in the coastal zone (ZC), *Rhizodomus tagatzi* in the mixing zone (ZM), and *Bosminopsis deitersi* in the river zone (ZR). The environmental heterogeneity showed significant spatial differences, with variations governed mainly by the salinity, temperature, and pH gradient, which acted as the principal environmental filters. The ZC and ZM species demonstrated direct ecological relationships with the blooms of the diatoms *Skeletonema costatum* and *Asterionellopsis glacialis*, in which the abundance of microzooplankton was favored by their occurrence, denoting top-down control of the trophic network. For the partitioning of beta diversity, the turnover component was responsible for the higher diversity value due to environmental heterogeneity, which distinguished communities across zones. The ZM acted as a dispersal center, with 58% of its species migrating between all zones, thus defining it as an area that demands the protection of biodiversity zooplanktonic.

Key words: zooplankton, beta diversity, environmental indicators, environmental heterogeneity, estuarine zones.

1 INTRODUÇÃO

A biodiversidade dos organismos aquáticos contribui para a manutenção dos serviços ecossistêmicos (HOOPER *et al.*, 2005) e sua perda é um indicador dos impactos antrópicos nos ecossistemas aquáticos (DUDGEON *et al.*, 2006). Segundo Melão e Rocha (2004) alterações na comunidade planctônica ocasionam profundas mudanças estruturais em todos os níveis tróficos do ecossistema aquático. Pelo seu caráter dinâmico, com elevadas taxas de reprodução e perda, a comunidade planctônica responde rapidamente às alterações físico-químicas. A composição e a estrutura planctônica estão relacionadas com a flutuação dos principais parâmetros ambientais mediante fatores sazonais e espaciais, principalmente mudanças nas condições de temperatura, luz, turbidez, turbulência e características do fluxo de água e disponibilidade de nutrientes no meio aquático (VARELA *et al.*, 2008; KIM *et al.*, 2019).

A composição e abundância do plâncton podem ser indicadores da qualidade da água, do uso do solo e das características de estuário (CABRAL *et al.*, 2020; GOMES *et al.*, 2020; GUTIERREZ *et al.*, 2020). Compreender o que impulsiona a estrutura da comunidade, ou seja, a formação de comunidades locais através da colonização e interação de espécies (HILLERISLAMBERS *et al.*, 2012), tem sido uma questão central na ecologia de ecossistemas aquáticos.

O Parque Nacional dos Lençóis Maranhenses foi criado visando proteger a flora, a fauna e as belezas naturais e cênicas locais existentes (decreto N° 86.060, de 2 de junho de 1981). No entanto, importantes ecossistemas permaneceram fora de seu perímetro, tais como manguezais, a foz e a mata ciliar do Rio Preguiças e para que os mesmos fossem protegidos, criou-se a Área de Proteção Ambiental – APA Pequenos Lençóis (Decreto nº 11.899 de 11 de junho de 1991) (ABAKERLI, 2001).

A introdução de políticas de desenvolvimento e conservação favorecem a proteção dessas áreas, entretanto poucos estudos são voltados para a biodiversidade do ecossistema, uma vez que esses ambientes aquáticos apresentam risco de degradação considerando seus diversos usos e extração de recursos (ABAKERLI, 2001; AZEVEDO-SANTOS *et al.*, 2018)

Um estudo da biodiversidade de zooplâncton ao longo do eixo longitudinal de rios permite a compreensão das interações das variações naturais e antropogênicas na escala espacial. A diversidade pode ser avaliada em diferentes escalas espaciais: diversidade gama,

beta e alfa (KOLEFF *et al.*, 2003). Diversidade gama é a diversidade dentro de uma área extensa, enquanto que diversidade beta é a diferença de espécies entre habitats ou locais de uma área e a alfa corresponde a riqueza de espécies em um ambiente (WHITTAKER 1972; SOCOLAR *et al.*, 2016).

Assim, destacamos a importância do conhecimento da biodiversidade para: 1) compreender as características físico-químicas que afetam a diversidade de espécies para implementar estratégias eficazes de conservação nos sistemas ecológicos; 2) detectar mudanças na estrutura e função dos ecossistemas e, 3) avaliar as respostas ecológicas aos distúrbios naturais e antrópicos.

Apesar de entendermos o papel chave desempenhado pelo microzooplâncton bem como a influência da comunidade fitoplanctônica no monitoramento ambiental, os estudos sobre a biodiversidade e as condições dos sistemas lóticos e lênticos tropicais de menor porte no Brasil são escassos, especialmente na costa norte/nordeste. Deste modo, este estudo buscou identificar a biodiversidade microzooplanctônica em um estuário de mesomaré, na margem equatorial brasileira, a fim de fornecer uma base para o manejo de rios urbanizados e para a proteção da biodiversidade.

As características da biodiversidade taxonômica nas zonas definidas no estuário, de acordo com o gradiente de salinidade foram analisadas, associadas às mudanças temporais que podem impactar negativamente a diversidade, abundância e composição da comunidade planctônica. Desta forma, os objetivos deste trabalho foram: (i) identificar, quantificar e caracterizar a abundância do microzooplâncton, (ii) determinar as mudanças nos índices de diversidade alfa e beta da comunidade em função dos parâmetros ambientais e (iii) definir filtros ambientais que afetam as espécies indicadoras das zonas do ecossistema e (iv) identificar os padrões que regem a relação entre fitoplâncton e zooplâncton ao longo do gradiente estuarino.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Descrição da Área

O Parque Nacional dos Lençóis Maranhenses (PNLM) está localizado no litoral nordeste, na margem equatorial brasileira, sendo uma área ecótone entre os biomas Amazônia, Caatinga e Cerrado. Considerado um importante destino turístico, o PNLM abriga importantes ecossistemas costeiros, como praias, restingas, manguezais e a maior área costeira de dunas do norte da América do Sul, correspondendo a uma área de 17,300 Km²

(BRASIL, 1981; ZULAR *et al.*, 2020).

Adjacente ao PNLM situa-se a bacia hidrográfica do Rio Preguiças, com área de 6.700,91 Km², cujo rio principal tem uma extensão de 135 km, desde a sua nascente até desaguar no Oceano Atlântico, no município de Barreirinhas (MARANHÃO, 2002). O rio tem grande importância para a população que vive dentro e ao redor do PNLM, pois esta utiliza dos recursos do mesmo para agricultura de subsistência, pesca, transporte e turismo (AMARAL *et al.*, 2019).

O clima da região é tropical quente úmido com altas temperaturas durante todo o ano e influenciado pela convergência dos ventos alísios de nordeste, ventos de sudeste e pela massa de ar equatorial marítima, dominado pela Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), marcado por dois períodos sazonais distintos, chuvoso (janeiro a junho) e estiagem (julho a dezembro). O regime de marés é do tipo semidiurno, sendo classificado como ambiente de mesomaré com alturas de 2 a 4m (DAVIES, 1964).

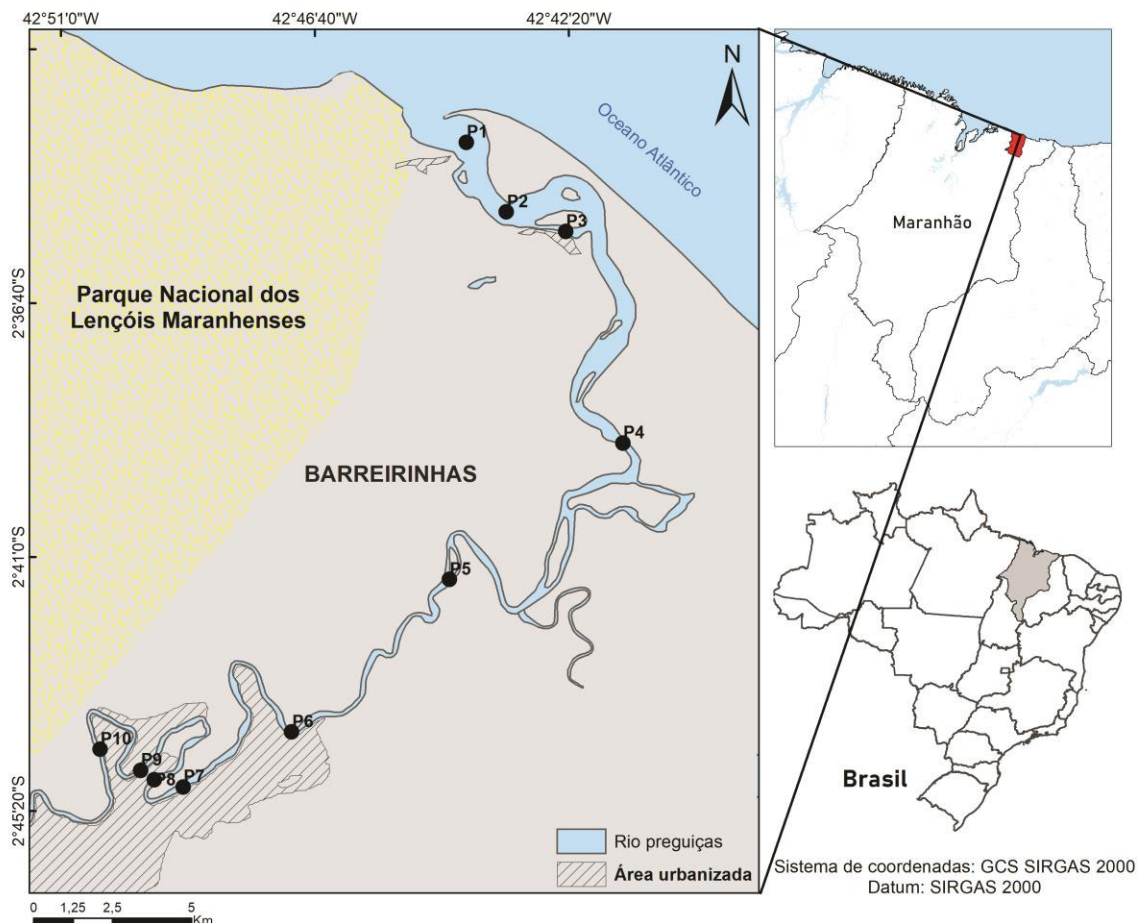


Figura 1 Localização dos pontos de amostragem ao longo do rio Preguiças, nordeste do Brasil -MA.

2.2 Amostragem

Para a realização do estudo foram realizadas coletas bimestrais, durante os anos de 2020 e 2021, em dez pontos distintos distribuídos ao longo do estuário do rio Preguiças (Figura 1), durante os períodos sazonais de estiagem (setembro e novembro/2020) e chuvoso (janeiro e março/2021). A escolha dos pontos de coleta foi baseada de acordo com o gradiente de salinidade, caracterizando o ecossistema em três zonas, de acordo com Kjerfve (1987): zona costeira – ZC (pontos 1 e 2: $S \geq 30 \text{ g Kg}^{-1}$), zona de mistura – ZM (pontos 3 e 4: $5 \leq S < 30 \text{ g Kg}^{-1}$) e zona de rio – ZR (pontos 5 a 10: $S < 5 \text{ g Kg}^{-1}$) (Figura 2).

Em coletas prévias foi obtido o perfil vertical e longitudinal da salinidade (Figura.2), utilizando a sonda CTD (*Conductivity, Temperature and Depth*) Marca SonTex™ Modelo CastAway, delimitando-se os limites entre as zonas do estuário do rio Preguiças – ERP, sendo evidenciado a dominância da porção do rio ao longo do gradiente espacial amostrado.

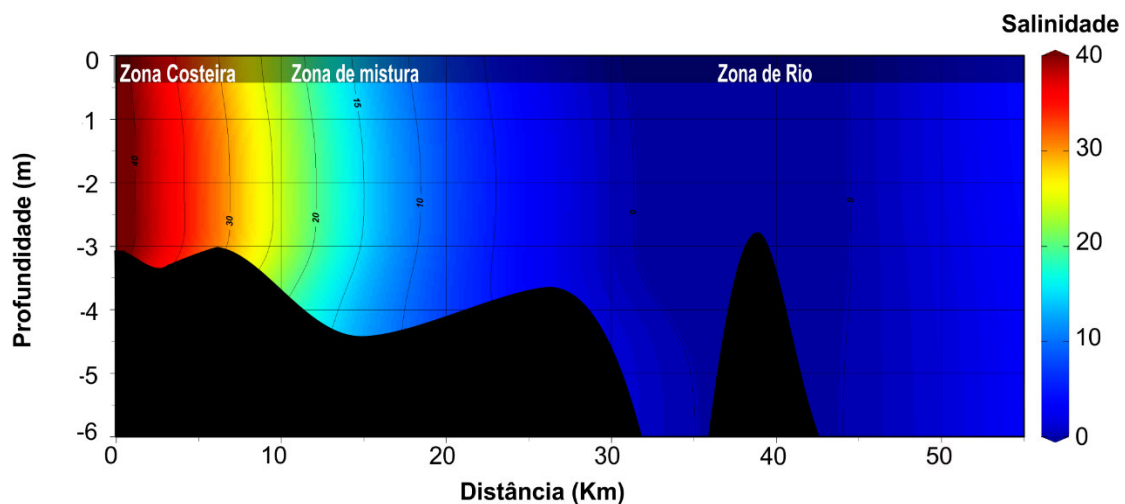


Figura 2 Transecto longitudinal de salinidade ao longo do estuário do rio Preguiças. Autoria própria

Assim, a zona costeira (ZC) correspondeu à foz do estuário do rio Preguiças – ERP, com maiores valores de salinidade, pH e material particulado, caracterizada como uma zona de média intensidade de distúrbios antrópicos, sendo uma área pouco povoada e com a presença de manguezais e dunas.

A zona de mistura (ZM), considerada como a zona intermediária, devido as características hidrológicas que flutuam entre a ZC e a ZR. Seu entorno é constituído por manguezais, restingas e dunas, com salinidade mais reduzida do que a zona costeira e maior que a zona de rio.

Em contrapartida, a zona de rio (ZR) situa-se próximo ao maior centro urbano sendo caracterizada com maior intensidade de distúrbios antrópicos (e.g. urbanização, turismo, fluxo de embarcações). A vegetação desta zona é mista com presença de macrófitas (*Aninga* - *Montrichardia linifera*) e vegetação de áreas alagadas (palmeiras de buritis - *Mauritia flexuosa* e juçara - *Euterpe edulis*).

2.3 Parâmetros hidrológicos

Para a determinação dos parâmetros ambientais: salinidade, temperatura (°C), potencial hidrogeniônico - pH, oxigênio dissolvido - OD (mg L⁻¹) e sólidos totais dissolvidos, utilizou-se a sonda multiparamétrica HANNA® Mod.HI-98194, procedimentos estes realizados *in situ*. Em laboratório foram determinados o material particulado em suspensão (MPS) de acordo com STRICKLAND e PARSONS (1972).

2.4 Parâmetros Biológicos

2.4.1 Composição e abundância fitoplanctônica

A coleta do fitoplâncton foi realizada para fins comparativos, afim de indentificarmos a relação entre abundância do microzooplâncton e do fitoplâncton, assim foram coletadas amostras de água na camada sub-superficial da coluna d'água e fixadas com solução de Lugol. Para a determinação da abundância celular e identificação das espécies, alíquotas de 10 mL foram sedimentadas durante 24h, seguindo o método de Utermöhl (UTERMÖHL, 1958). As análises foram realizadas em Invertoscópio binocular ZEISS Axiovert 100 com aumento de 400 x, onde pelo menos 100 campos sistematizados em cruz, referentes a dois transectos, foram contados para cada amostra.

A estimativa da abundância celular, expressa em células por litro (cels. L⁻¹), foi feita a partir do cálculo de células existentes em toda a câmara de sedimentação, utilizando-se a fórmula de Villafañe e Reid (1995), no qual o valor de abundância de espécies igual ou superior a 1×10⁶ cels. L⁻¹ foi considerado como floração (LIVINGSTON, 2007).

2.4.2 Biomassa fitoplanctônica

A coletas de água para determinar a biomassa através da concentração clorofila a foi realizada na camada sub-superfície da água (50 cm), e cada amostra acondicionada em garrafas plásticas foscas e analisadas em laboratório. As amostras passaram por um processo de filtração a vácuo (bomba Millipore), em filtros de fibra de vidro Whatman GF/C, com

0,48 µm de porosidade e 47 mm de diâmetro. Após a secagem os filtros foram envolvidos em papel alumínio, acondicionados em envelopes padronizados, devidamente etiquetados e mantidos em freezer à temperatura de 18°C até a sua análise.

Para determinação de clorofila *a* os filtros passaram pelo processo de extração dos pigmentos clorofilados, em tubos de ensaio contendo acetona 90%, ficando em repouso por 24h. Posteriormente as amostras foram centrifugadas e analisadas de acordo com o método espectrofotométrico (UNESCO, 1966), utilizando-se espectrofotômetro (UV – 1601 PC UV – Visible). Para o cálculo da biomassa fitoplanctônica (mg.m⁻³), foram aplicadas as equações apresentadas por Strickland e Parsons (1963).

2.4.3 Zooplâncton

As amostras de microzooplâncton foram coletadas com o auxílio de uma rede de plâncton, com malha de 120 µm e abertura de boca de 60 cm, em arrastos horizontais, na sub-superfície, com o barco a uma velocidade constante de 1 nó, por 5 minutos, com fluxômetro (*General Oceanics*, Modelo 2030R) acoplado à boca da rede. Após a coleta, as amostras foram acondicionadas em frascos de polietileno de 500 mL devidamente etiquetados e imediatamente fixadas em formol tamponado com tetraborato de sódio, com solução final a 4%, satisfatório para fixar os organismos microzooplânctônicos, seguindo-se as técnicas descritas por Newell e Newell (1966).

As amostras de microzooplâncton foram analisadas sob microscopia óptica, utilizando o fotomicroscópio Zeiss. Para a contagem e determinação da abundância utilizou-se a câmaras de Sedgwick-Rafter com capacidade de 1mL, as amostras foram concentradas em alíquotas de 10 mL e destes concentrados foram realizadas as contagens. Sob microscópio ótico em aumento de 200x foram contadas pelo menos três subamostras até que um mínimo de 100 indivíduos da espécie mais abundante fosse obtido. A contagem do número total de táxons é baseada na menor unidade taxonômica que for possível identificar para cada filo.

Para o cálculo da Abundância de organismos (ind/m³) por unidade de volume foi obtida pela seguinte fórmula: $D = N_t * V_f^{-1}$, onde N_t representa o número total de organismos de cada táxon na amostra e V_f é o volume total de água filtrado.

O volume de água filtrado pela rede foi calculado através de um fluxômetro acoplado a esta, que registra as rotações de seu rotor. Para o procedimento de cálculo foram

utilizadas equações disponibilizadas pelo fabricante. Para se obter volume em metros cúbicos, as unidades devem estar em metros.

$$\text{Volume} = 3,14 \times (\text{diâmetro da rede}^2) \times \text{distância}$$

$$\text{Distância} = \frac{\text{Contagem} \times \text{constante do Rotor}}{99999}$$

Para a identificação dos organismos microzooplancctônicos e obtenção de informações ecológicas foram utilizadas, dentre outras, os trabalhos de Tregouboff e Rose (1957), Björnberg (1965), Herbst (1967), Boltovskoy (1981,1999), Ranga e Reddy (1994), Mazzocchi et al., (1995), Einsle (1996), Smirnov (1996), Montú e Gloeden (1998), Karaytug (1999), Rayner (1999), Dussart e Defaye (2001), Fernando (2002); Ueda e Reid (2003) e Benzie (2005). Para caracterização das espécies quanto ao regime trófico utilizou-se Johnson e Allen (2014).

2.5 Tratamento numérico dos dados

2.5.1 Índices de diversidade alfa(α)

A diversidade alfa foi analisada através dos índices de diversidade específica de Shannon (SHANNON e WEAVER, 1964), riqueza (MENHINICK, 1964), equitabilidade (PIELOU, 1975) e dominância, calculados a partir das seguintes equações:

$$\text{Diversidade de Shannon:} \quad H' = -\sum_{i=1}^S P_i \log_2 P_i \quad P_i = N_i/N \quad (1)$$

$$\text{Riqueza:} \quad d = \frac{S}{\sqrt{N}} \quad (2)$$

$$\text{Equitabilidade:} \quad J = H'/\log_2 S \quad (3)$$

$$\text{Índice de Dominância:} \quad D = \sum_{i=1}^S P_i^2 \quad P_i = N_i/N \quad (4)$$

No qual N_i representa o número indivíduos de cada espécie encontrada, N é o número total de indivíduos, P_i é a probabilidade de coleta de espécies “ i ” na população, S é o número total de espécies em cada amostra.

2.6 Análise estatística

A Análise Multivariada de Permutação (PERMANOVA) foi realizada a fim de

definir de maneira geral as diferenças significativas ($p < 0.05$) entre os dados ambientais e biológico em função das zonas e da temporalidade. Os dados também foram submetidos a testes de normalidade (Shapiro-Wilk) e homogeneidade (Levene). A ANOVA One Way foi realizado com os dados normais e homogêneos e o teste de Kruskal-Wallis para as variáveis que não atenderam os pressupostos da ANOVA.

Para estimar a homogeneidade das variâncias das condições ambientais entre as zonas do rio foram investigadas por meio de um teste de permutação de homogeneidade multivariada de dispersões de grupos – PERMIDISP (Anderson et al., 2006), por meio da função *betadisper* dentro do pacote R *vegan*, calculamos o centroide de cada zona através de uma análise de coordenadas principais (PCoA), utilizando a métrica de Jaccard.

A análise das contribuições dos componentes da Beta-diversidade foi quantificada por meio dos componentes de Sørensen, substituição e aninhamento (BASELGA, 2010, BASELGA, 2012). Este índice é baseado em dados de presença/ausência (orientado pela composição de espécies entre locais). Enquanto que, os componentes de rotatividade e aninhamento da diversidade beta foram calculados para dados de presença/ausência do índice de Sørensen, usando a função “beta.pair” no pacote R *betapart* (BASELGA et al. 2017).

A significância do Valor Indicador (IndVal) foi realizado a fim de selecionar os organismos indicadores das zonas, com base na fórmula proposta por Dufrêne e Legendre (1997). Foi testada através de permutação aleatória, com variação de 0 (sem valor indicador) a 1 (indicação perfeita), com valores mais altos para espécies indicadoras mais fortes, considerando os componentes de especificidade (A) e fidelidade (B). Táxons com IndVal > 0,4 e valor de $p < 0,05$ foram considerados como indicadores confiáveis (FRANKOVICH et al., 2006).

Para avaliar a similaridade das espécies do microzooplâncton que compõem cada zona em relação às variáveis e pontos amostrais, utilizou-se a Análise de Agrupamento de Cluster (Distância Bray-Curtis), e para verificar a disposição dos grupos obtidos na análise de clusters foi feito o diagrama de ordenação por nMDS.

O procedimento de correlação não paramétrica do BIOENV foi usado para identificar o melhor subconjunto de variáveis ambientais que melhor explicavam a dispersão da assembleia de microzooplâncton (CLARKE e AINSWORTH, 1993).

Foi realizado uma Análise de Redundância Baseada em Distância (dbRDA), nessa análise uma matriz de espécies é analisada em relação a uma matriz de variáveis ambientais,

sendo possível observar a influência das variáveis ambientais significativas ($p < 0,05$) na distribuição dos táxons do microzooplâncton através de um teste de permutação de Monte Carlo.

Utilizamos modelos aditivos generalizados (GAMs) para avaliar as interações não lineares entre a abundância do zooplâncton e a abundância do fitoplâncton. Os GAMs permitem que uma variável de resposta seja ajustada por vários preditores em modelos aditivos e têm a vantagem de não exigir uma especificação a priori de relações funcionais, o que é adequado para descrever interações ecológicas complexas (FARIAS *et al.*, 2022). Construímos os modelos usando a função ‘gam’ no pacote R ‘mgcv’ (WOOD, 2011).

Os testes descritos foram realizados com os pacotes estatísticos PAST (versão 3.20), STATISTICA® (versão 7.0), SPSS® (versão 24.0), PRIMER® (versão 6.0) e R.

3. RESULTADOS

3.1 Heterogeneidade ambiental

A PERMANOVA global foi feita a partir dos dados ambientais, evidenciou diferenças significativas entre os períodos sazonais ($p = 0,036$) e entre zonas ($p = 0,001$) individualmente, porém quando consideramos a interação entre os fatores sazonal e espacial o resultado não foi significativo ($p > 0,05$) (Tabela 1).

Tabela 1 Resultados da análise multivariada permutacional de variância (PERMANOVA) das variáveis ambientais, considerando os períodos sazonais e as zonas.

Source	Df	SS	MS	Model	R ²	P (<i>perm</i>)
Sazonal	1	0,008	0,008	3,260	0,036	0,036
Zonas	2	0,130	0,065	26,330	0,580	0,001
Sazonal vs Zonas	2	0,002	0,001	0,460	0,010	0,831
Residual	34	0,084	0,002		0,374	
Total	39	0,224			1,000	

Valores significativos de p ($p < 0,05$) destacados em negrito.

Em relação a heterogeneidade ambiental obtivemos diferença significativa entre as características ambientais, considerando as zonas com $p < 0,001$ e $F_{2,37} = 8,59$, sendo que, a maior distância média ao centroide foi observada na ZM, seguida da ZR e a menor distância na ZC (Figura 3). Considerando os fatores sazonais, o ambiente não teve heterogeneidade significativa ($p > 0,5$ e $F_{1,38} = 0,29$).

Em relação aos parâmetros físico-químicos da água, os valores de salinidade, temperatura, pH foram significativamente diferentes ($p < 0,001$), considerando a distribuição entre zonas (ZC, ZM e ZR), porém, em relação a temporalidade não demonstraram diferenças significativas (Figura 4; Apêndice 1 – Material Suplementar).

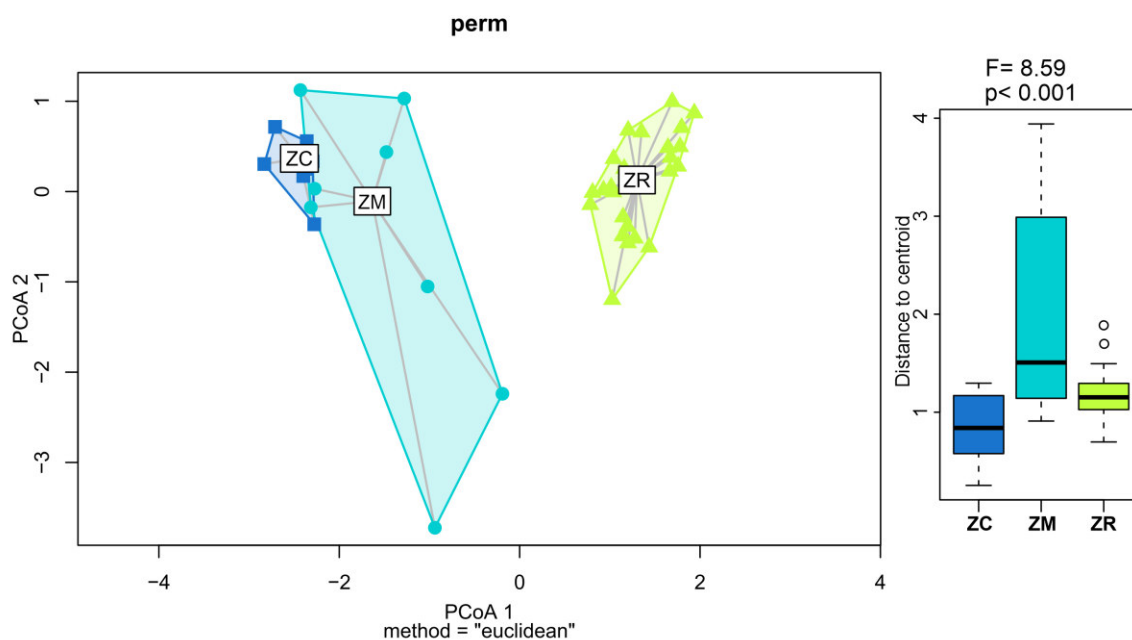


Figura 3 Análise de dispersão considerando os dados ambientais, distância média dos centroides entre as zonas. ZC = Zona Costeira; ZM = Zona de Mistura; ZR = Zona de Rio.

A salinidade apresentou diferenças significativas considerando as zonas, com um perfil decrescente da zona costeira (ZC) em direção à zona de rio (ZR) em ambos os períodos sazonais (Figura 4a), apresentando menores valores no período chuvoso e maiores na estiagem, com variação média de $0,02 \pm 0,01$ (ZR – chuvoso) a $35,99 \pm 2,51$ (ZC – estiagem). Quanto a temperatura, esta mostrou um perfil crescente ao longo das zonas, com valor médio menor na ZC ($29,58 \pm 0,44^\circ\text{C}$) e maior na ZR ($31,36 \pm 0,59^\circ\text{C}$), enquanto a ZM apresentou uma flutuação dos dados, com pontos que alternavam entre as zonas (Figura 4b).

O pH mostrou-se significativamente diferente em relação às zonas, com uma variação considerável apresentando condições mais básicas na ZC ($8,17 \pm 0,05$) e relativamente ácidas na ZR ($6,10 \pm 0,88$) (Figura 4c).

As concentrações de oxigênio dissolvido variaram de $3,77 \text{ mg L}^{-1}$ a $9,58 \text{ mg L}^{-1}$, com maiores valores registrados na ZM durante a estiagem, bem como as concentrações de sólidos totais dissolvidos (STD), as quais também apresentaram maiores médias durante o período de estiagem, entretanto ambas as variáveis não apresentaram diferença significativa

espacial ou sazonal ($p > 0,05$) (Figura 4 d, e).

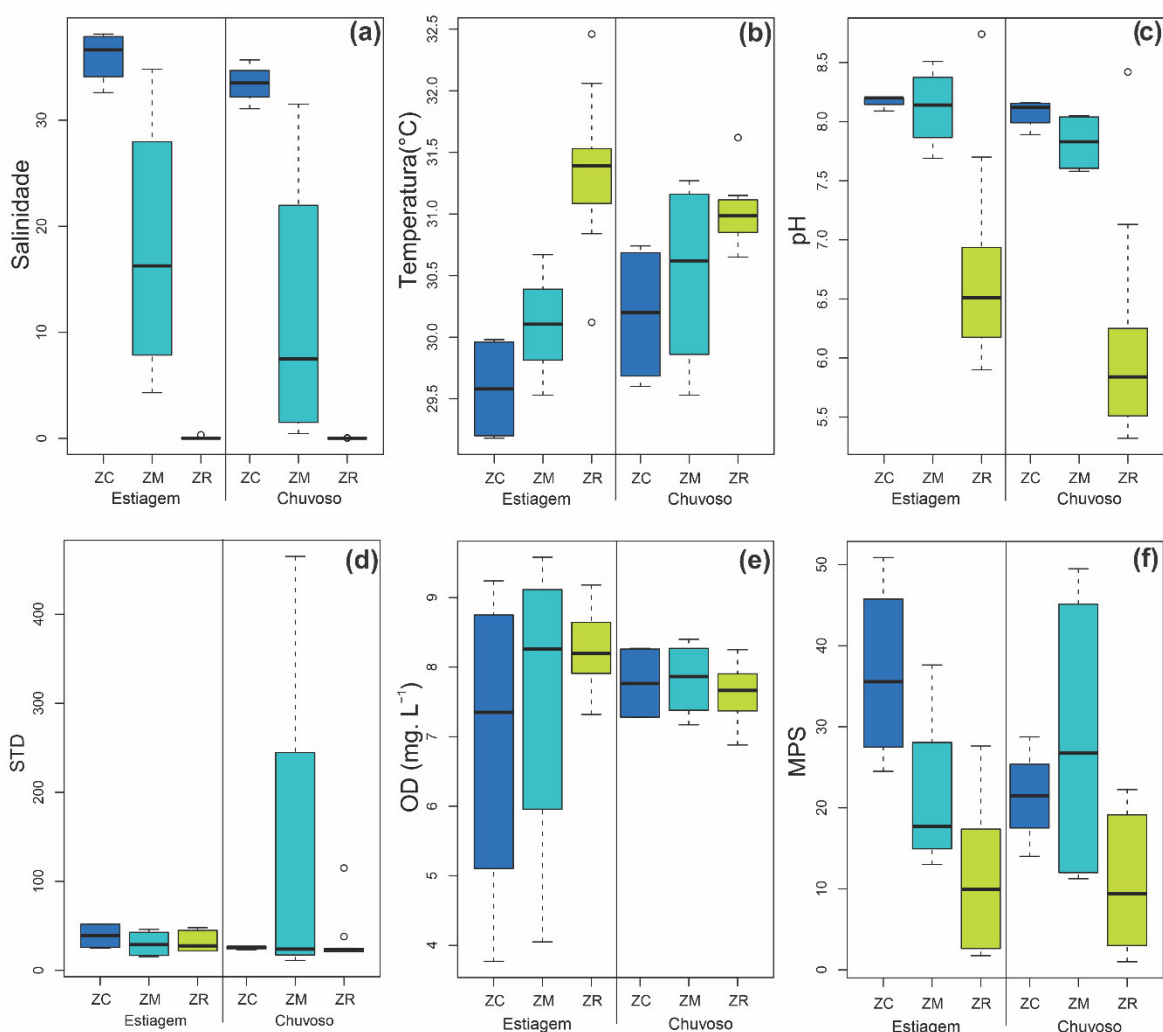


Figura 4 Representação gráfica (box plot) da distribuição espacial e sazonal dos dados ambientais em relação as zonas e períodos sazonais. a) Salinidade; b) Temperatura c) pH; d) sólidos totais dissolvidos; e) Oxigênio Dissolvido; f) Material Particulado em Suspensão; ZC = Zona Costeira; ZM = Zona de Mistura; ZR = Zona de Rio.

3.2 Abundância fitoplanctônica e clorofila *a*

A abundância total do fitoplâncton apresentou diferença significativa entre as zonas estuarinas ($p = 0,001$) (Tabela 2), com maiores valores na ZM ($983,04 \pm 1290,68 \times 10^4$ cels. L⁻¹) no período de estiagem, e abundância máxima de $28,07 \times 10^6$ cels. L⁻¹ no (P4).

As espécies de fitoplâncton formadoras de florações associadas às duas zonas do ERP foram: em ZM a diatomácea *Skeletonema costatum* ($26,24 \times 10^6$ cels. L⁻¹) e a cianobactéria *Merismopedia tenuissima* ($1,41 \times 10^6$ cels. L⁻¹), em ZR a cianobactéria

Anagnostidinema amphibium ($1,56 \times 10^6$ cels.L⁻¹). Durante o período chuvoso, a espécie que formou floração foi a diatomácea marinha *Asterionellopsis glacialis* ($1,06 \times 10^7$ cels. L⁻¹), com maior abundância na ZM (P3).

Tabela 2. Distribuição espacial e temporal do fitoplâncton no ERP.

Período	Zonas	Abundância Fito. ($\times 10^4$ cels. L ⁻¹)	Clorofila total (mg.m ⁻³)	Microfitoplâncton (mg.m ⁻³)	Nanofitoplâncton (mg.m ⁻³)
Estiagem	ZC	80,02 ± 50,65	5,71 ± 3,63	0,65 ± 0,66	5,06 ± 3,86
	ZM	983,04 ± 1290,68	12,58 ± 11,16	4,93 ± 2,85	7,65 ± 8,34
	ZR	29,53 ± 58,08	2,54 ± 2,26	0,59 ± 0,74	1,95 ± 1,58
Chuvoso	ZC	34,4 ± 34,04	5,95 ± 2,34	3,04 ± 1,49	2,9 ± 1,00
	ZM	71,77 ± 54,83	20,31 ± 12,23	9,31 ± 8,08	11 ± 8,92
	ZR	13,32 ± 11,18	2,46 ± 1,88	0,89 ± 0,76	1,56 ± 1,20
P-valor	Sazonal	0,088	0,665	0,058	0,978
	Zonas	0,001	0,000	0,000	0,003

Valores significativos de p ($p < 0,05$) destacados em negrito.

A concentração de clorofila a e as frações de nano e microfitoplâncton apresentaram diferença significativa apenas entre as zonas ($p < 0,05$), embora possa se observar que no período estiagem as concentrações são maiores quando comparadas às zonas do período de chuvoso. A ZM apresentou uma maior distribuição dos valores de clorofila, com média de $12,58 \pm 11,16$ e $20,31 \pm 12,23$ mg.m⁻³, nos períodos de estiagem e chuvoso respectivamente, a ZC apresentou valores menores que ZM e maiores que ZR, que se mostrou com os menores valores de concentração de clorofila (Tabela 2).

3.3 Estrutura da comunidade zooplancônica e diversidade alfa e beta

A comunidade microzooplancônica registrou um total de 89 táxons baseado no menor nível distinguível, inseridas em 14 filos, tendo a classificação “Outros” atribuída às espécies não adultas (larvas e ovos). A maior representatividade em termos de gêneros ficou por conta dos Copepoda (*Pseudodiaptomus* e *Paracalanus*) e Rotifera (*Brachionus*) todos com 04 espécies cada. (Figura 5, Apêndice 2- Material Suplementar).

Em relação à distribuição dos grupos em função da temporalidade, durante a estiagem (Figura 5a) os Arthropoda tiveram as maiores abundâncias na ZC representando 52,8% da abundância total, constituído em maioria pela classe Copepoda, na ZR o filo teve 83% de representatividade, sendo composto principalmente pelos Cladocera, já na ZM destacou-se o Filo Ciliophora, que se mostrou mais abundante que o filo Arthropoda, com 50,42% (Figura 5a).

Durante o período chuvoso, o Filo Arthropoda foi o mais abundante em todas as zonas (Figura 5b), com destaque a ZM na qual representou 92% da abundância total, o Filo Ciliophora foi o segundo mais abundante, o qual observamos a redução da abundância em comparação ao período de estiagem, tendo representando 11% na ZC, enquanto que na ZR seguido pelo Filo Mollusca com abundância de 10%. A ZC e ZM apresentaram a classe Copepoda como principal representante, e na ZR os Cladocera.

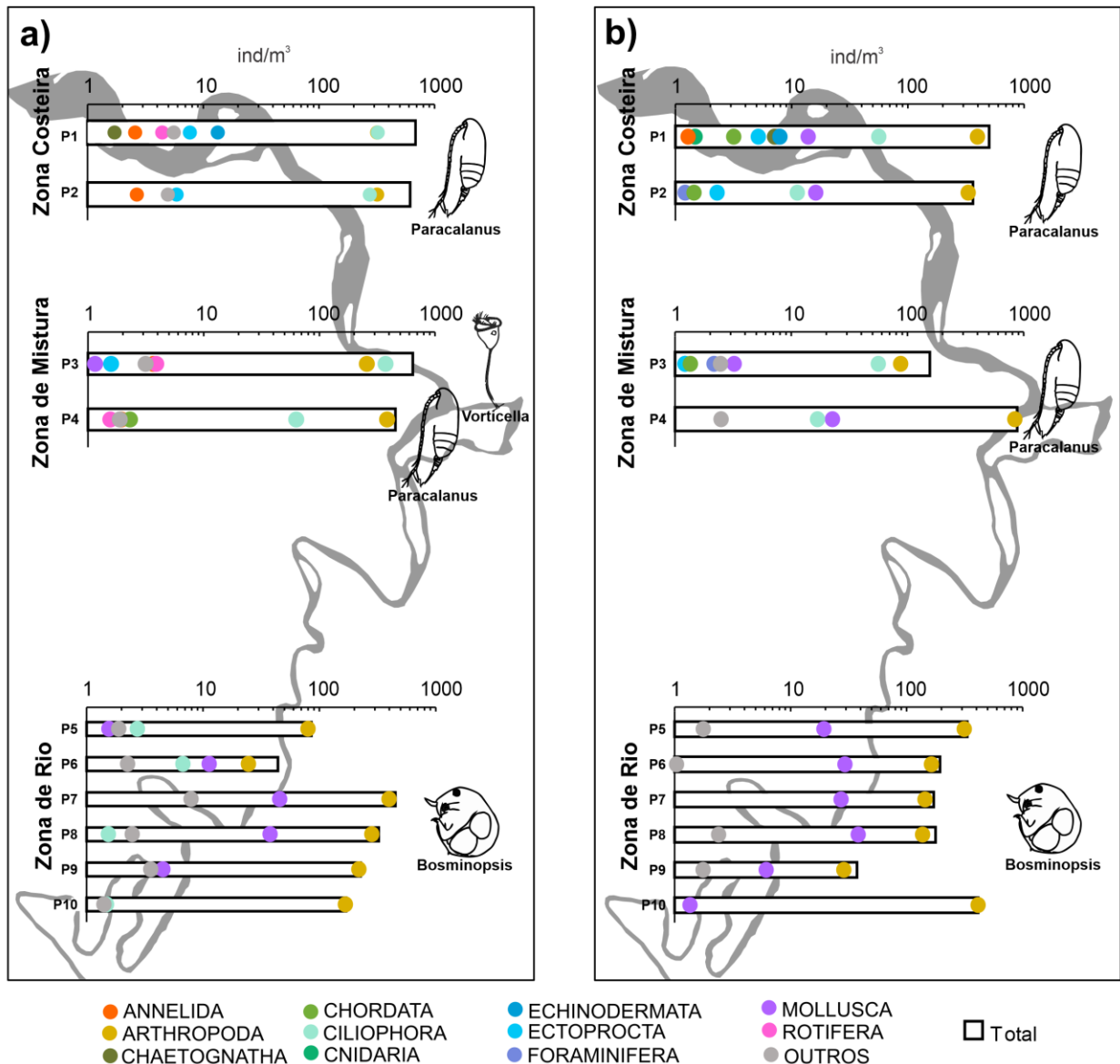


Figura 5 Abundância dos grupos de microzooplâncton encontrados em dois períodos temporais (a-estiagem, b-chuvoso) nas zonas ao longo do rio Preguiças, Barreirinhas – MA

Em termos de abundância dos organismos microzooplancônicos (Figura 6a), apresentou diferença significativa considerando as zonas ($p=0,019$), registrando a maior

abundância na ZM ($435,98 \pm 384,89$ ind/m³) durante a estiagem

Quanto aos índices de diversidade e uniformidade ($p=0,002$) foram observados os maiores valores no período de estiagem na ZM e no período chuvoso na ZR (Figura 6b e 6e). Em termos de classificação, a maioria das zonas de ERP foi classificada como de baixa diversidade, apesar de que alguns pontos da ZM e da ZR terem sido enquadrados de média diversidade e quanto a uniformidade, todas as zonas são classificadas como de alta uniformidade.

Considerando o índice de dominância, este apresentou menor valor na ZM durante a estiagem ($0,34 \pm 0,05$), já no período chuvoso menor valor foi em ZR. Em ambos os períodos sazonais os maiores valores foram registrados em ZC (Figura 6c).

Por outro lado, o índice de riqueza ($p=0,016$) registrou maiores valores médios em ZC ($0,96 \pm 0,19$) e menores em ZR ($0,49 \pm 0,18$), durante o período chuvoso (Figura 6 d).

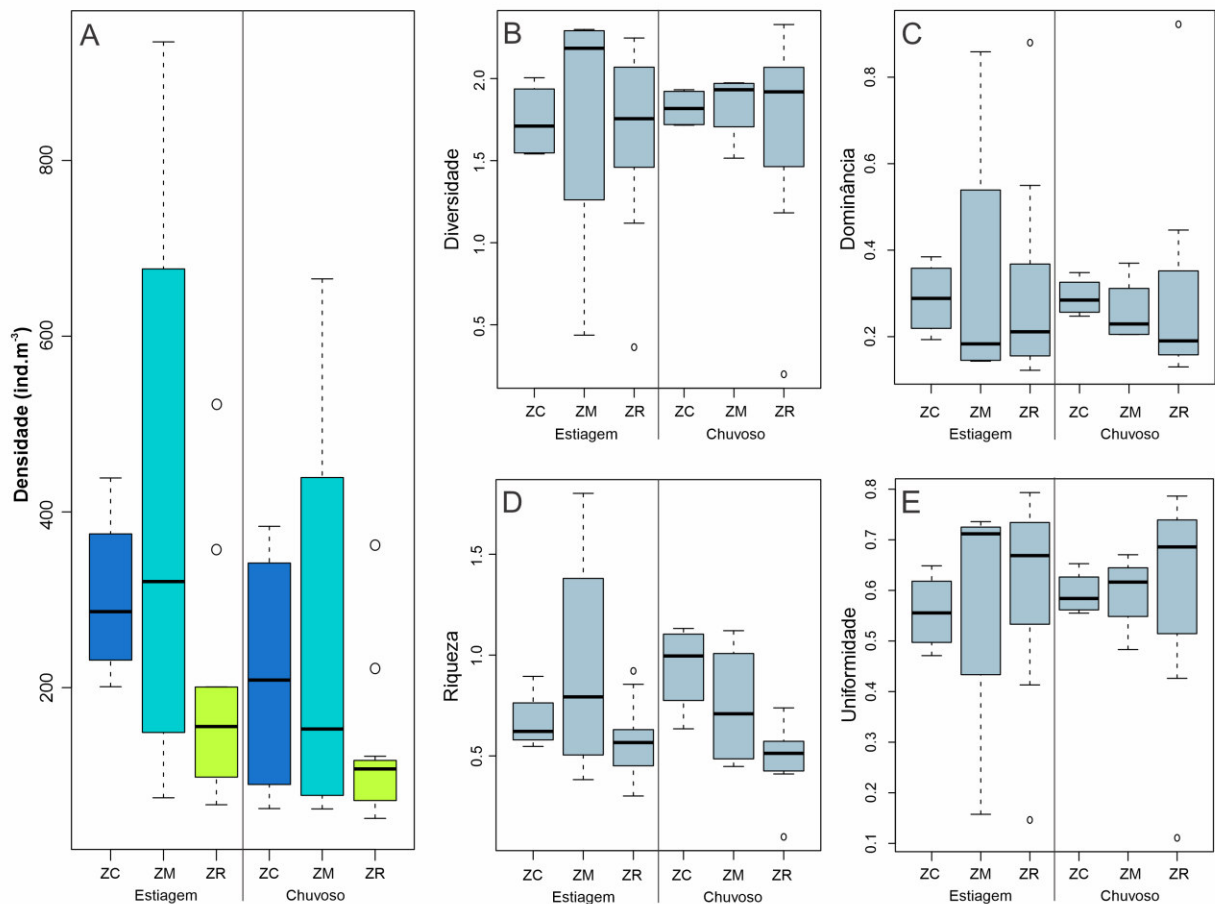


Figura 6 Distribuição espacial e temporal da abundância e diversidade α (diversidade, dominância, riqueza e uniformidade) da comunidade microzooplancônica. ZC= Zona Costeira; ZM= Zona de Mistura; ZR= Zona de Rio.

Quanto a variação da diversidade beta em relação aos períodos sazonais, os

resultados foram semelhantes, registrando a diversidade beta total (β_{sor}) de 0,76 na estiagem e de 0,75 no período chuvoso. Entre as três zonas do ERP, ZR registrou maiores valores em relação às demais zonas, com média de 0,69 e 0,70, na estiagem e chuvoso respectivamente, ambas comparando os pontos de ZR-ZC.

Ao particionarmos β_{sor} , observamos que, dos componentes da diversidade beta, a rotatividade (β_{sim}) foi a maior responsável pelas diferenças na composição de espécies entre as zonas, com uma representação de 93% (0,697) de β_{sor} , enquanto o aninhamento (β_{sne}) contribui apenas com 6% (0,052) no período chuvoso. No período de estiagem, a contribuição da rotatividade foi ligeiramente maior, representando 93,2% (0,714) e do aninhamento 6,7% (0,051).

Em relação a variação espacial, β_{sor} foi menor entre as zonas mais próximas entre si, com uma tendência crescente à medida que as zonas se distanciam, assim, quanto mais próximas estão as zonas, menores diferenças entre as espécies que compõem as comunidades.

Em ambos os períodos sazonais a maior rotatividade encontrou-se entre as zonas costeira e de rio, mostrando que a maioria das espécies são substituídas, pois há uma maior diferenciação nas características ambientais entre estas zonas. Em relação a ZM, essa demonstrou funcionar como um centro dispersor de espécies, observando que 58% de suas espécies migrando entre todas as zonas, assim a zona se tornou o ambiente de maior adaptabilidade às espécies (Figura 7).

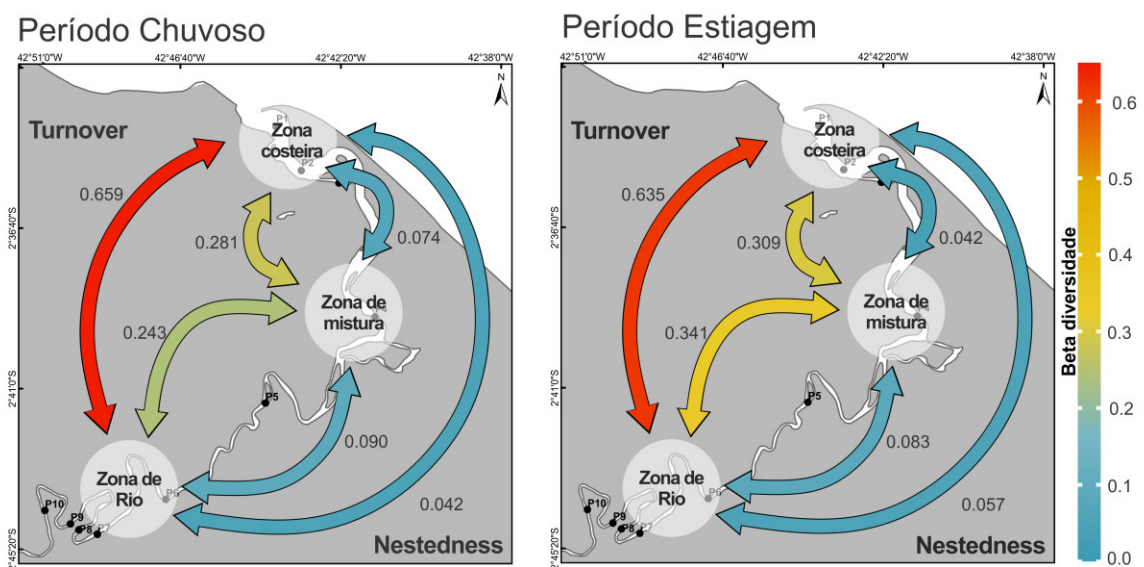


Figura 7 Partição da Beta diversidade entre as três zonas de ERP, médias dos componentes de rotatividade (setas a esquerda) e aninhamento (setas a direita).

3.4 Espécies indicadoras de zonas

A partir da análise do Valor Indicador (IndVal) foi possível definir 21 espécies indicadoras das zonas, dentre as quais 11 (52%) foram representativas da ZC, 4 (19%) da ZM e 6 (29%) da ZR (Tabela 3).

Na ZC, destacaram-se os representantes da classe Copepoda *Temora turbinata*, *Euterpina acutifrons* e *Corycaeus speciosus* (IndVal > 0,93; p = 0,001), pertencentes a ordem Calanoida e Harpaticoida e Cyclopoida, respectivamente. Ambas as espécies apresentaram valores elevados de especificidade (0,85) e fidelidade (1,00). Em relação aos hábitos alimentares, *T. turbinata* e *E. acutifrons* são onívoro-herbívoros e *Corycaeus speciosus*, carnívora.

Na ZM, os bioindicadores foram o tintinnida *Rhizodomus tagatzi* (IndVal=0,86; p= 0,001), *Paracalanus parvus* (IndVal=0,65; p= 0,01) e *Vorticella oceanica* (IndVal=0,65; p= 0,04) todos com hábitos alimentares de herbivoria. *R. tagatzi* ocorreu somente nos pontos da ZM, estando muito restrito ao ambiente estuarino, registrando valores de 0,99 para especificidade e de 0,75 para fidelidade.

Na ZR, destacaram-se as espécies de Cladoceros, *Bosminopsis deitersi* (IndVal= 0,94; p=0,001) e *Bosmina longirostris* (IndVal=0,88; p=0,001), com valores de especificidade de 0,93 e 0,97, e fidelidade de 0,95 e 0,79, respectivamente. Ambos bioindicadores são filtradores com características alimentares de onívoras, podendo consumir fitoplâncton, bactérias e detritos. Ambas ocorreram em 72% dos pontos, estando restritos aos pontos de salinidade abaixo de 11.

Tabela 3 Valor Indicador (IndVal) das espécies, de especificidade, fidelidade, regime trófico e ecologia em cada zona do rio Preguiças-Barreirinhas, MA.

Zonas	Espécies indicadoras	Abrev.	A**	B**	IndVal	Valor p	Regime Trófico	Região Hidrográfica*	Ecologia
Zona Costeira	<i>Temora turbinata</i>	Temtur	0,877	1,000	0,937	0,001	Onívoro-Herbívoro	AS	marinho, salobra
	<i>Corycaeus speciosus</i>	Corspe	0,871	1,000	0,933	0,001	Carnívoro	ANor	marinho, salobra
	<i>Euterpina acutifrons</i>	Eutacu	0,857	1,000	0,925	0,001	Onívoro-Herbívoro	ANor, AS	marinho, salobra
	<i>Acartia tonsa</i>	Acaton	0,770	1,000	0,878	0,001	Onívoro-Herbívoro	AM, AS, ANor	marinho, salobra
	<i>Acartia lilljeborgii</i>	Acalil	0,980	0,750	0,857	0,001	Onívoro-Herbívoro	ANor	marinho, salobra
	Misidaceo	MisMis	0,926	0,750	0,833	0,001	-	-	-
	<i>Ammonia tépida</i>	Ammtep	0,756	0,500	0,615	0,044	Onívoro-Herbívoro	Ase, AL	marinho
	<i>Centropages velificatus</i>	Cenvel	1,000	0,375	0,612	0,009	Onívoro	ANor	marinho
	<i>Sagitta bipunctata</i>	Sagbip	1,000	0,375	0,612	0,009	Carnívoro	ASe	marinho
	<i>Hydractinia</i> sp	Hydra	0,894	0,375	0,579	0,016	-	-	-
<i>Temora stylifera</i>	Temsty	0,874	0,375	0,573	0,025	Onívoro-Herbívoro	ASe, AS	marinho	
Zona Estuarina	<i>Rhizodamus tagatzii</i> c.f.	Rhitag	0,996	0,750	0,864	0,001	Herbívoro		marinho
	<i>Paracalanus parvus</i>	Parpar	0,853	0,500	0,653	0,014	Onívoro-Herbívoro	ASe	marinho, salobra
	<i>Vorticella oceanica</i>	Voroce	0,566	0,750	0,652	0,049	Herbívoro	AS	marinho
	<i>Codonellopsis</i> sp	Codo	1,000	0,375	0,612	0,010	-	-	-
	<i>Bosminopsis deitersi</i>	Bosdei	0,933	0,958	0,945	0,001	Onívoro-Herbívoro	AM	salobro, limnético
Zona de Rio	<i>Bosmina longirostris</i>	Boslon	0,977	0,792	0,880	0,001	Herbívoro	TA, Ase, ANor	salobro, limnético
	<i>Bosmina fatalis</i>	Bosfat	1,000	0,625	0,791	0,003	Herbívoro	-	limnético
	<i>Thermocyclops</i> sp	therm	0,991	0,583	0,760	0,013	-	-	-
	<i>Leydigia acanthocercoides</i>	Leyaca	1,000	0,500	0,707	0,019	Onívoro-Herbívoro	ANor, ANoc, PR, AM, SE, AS, AL	salobro, limnético
	<i>Lecane leontina</i>	Lecleo	1,000	0,375	0,612	0,034		ASe	limnético

* AL- Atlântico Leste; AM- Amazônia; AS-Atlântico Sul; ASe- Atlântico Sudeste ; ANor- Atlântico Nordeste-Oriental; ANoc- Atlântico Nordeste Oriental;

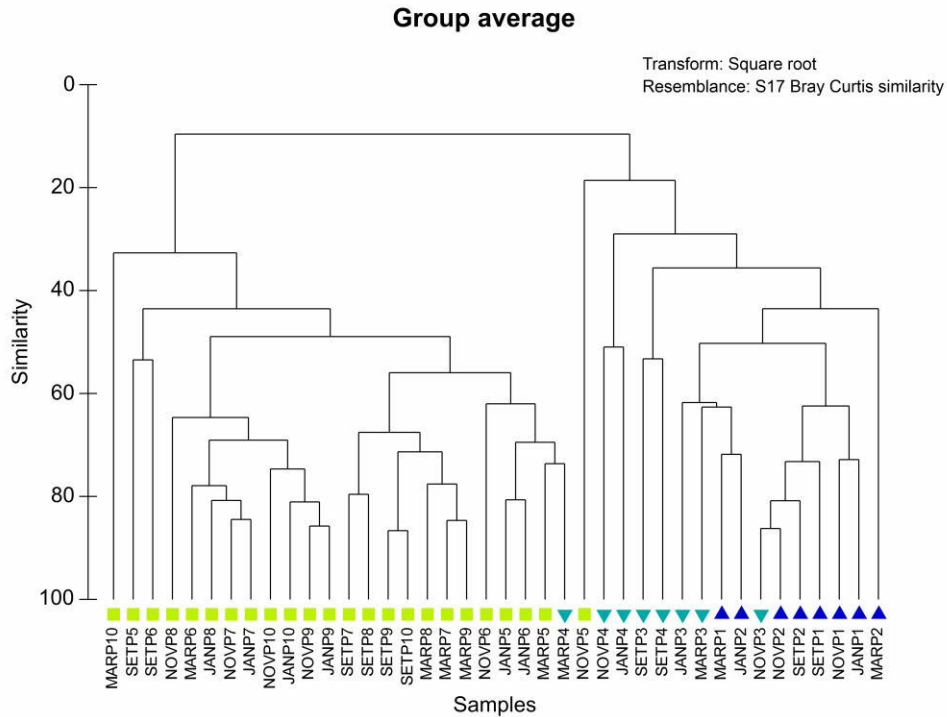
** A- Especificidade; B-Fidelidade

3.5 Efeito das variações ambientais na distribuição planctônica

A análise de agrupamento pelo método de similaridade de Bray-Curtis definiu uma distribuição das espécies do microzooplâncton do ERP influenciada pelo gradiente salino, com formação de dois agrupamentos principais (Figura 8).

O grupo 1, composto em sua maioria por pontos amostrais (24) localizados na ZR e um da ZM, na qual predominou organismos com afinidade às condições oligohalinas (salinidade < 0,5) do estuário. Enquanto o grupo 2, incluiu amostras (16) localizadas na região estuarina sobre maior influência marinha (ZC e ZM), sendo caracterizadas por organismos que toleram variação de salinidade entre 5 e 35.

O resultado do nMDS (escalamento multidimensional não-métrico) confirmou padrão espacial observado na análise de agrupamento, permitindo verificar que a comunidade microzooplânctônica da ZM está posicionado com uma tendência de característica mais costeira do que limnética.



Zonas

- ▲ ZC
- ▼ ZM
- ZR

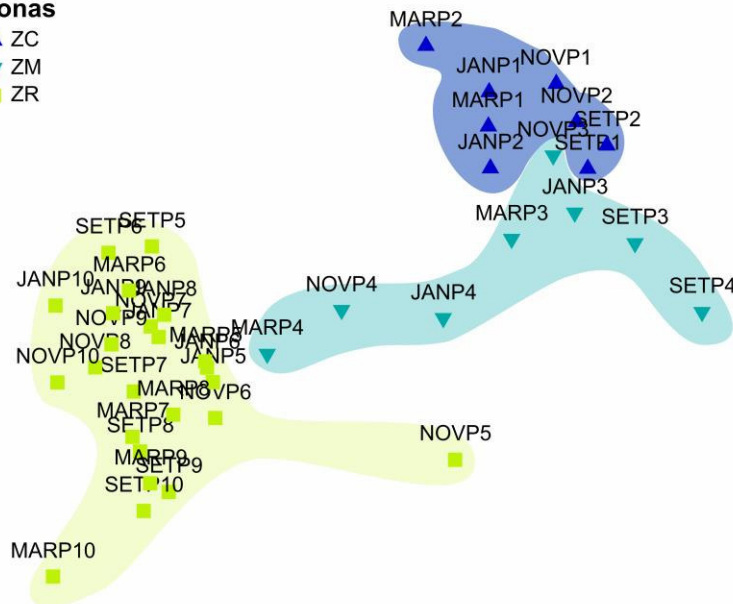


Figura 8 Dendrograma dos dados biológicos a partir da análise de agrupamento de Cluster e disposição dos grupos obtido através da ordenação por nMDS. ZC = Zona Costeira; ZM = Zona de Mistura; ZR = Zona de Rio.

Através da análise de BioEnv foi possível identificar as contribuições das variáveis ambientais e como estas se relacionaram com a matriz biológica (espécies indicadoras). Assim, podemos inferir com base no teste global, que os parâmetros que mais influenciaram

na dinâmica das espécies foram a temperatura, salinidade e pH (corr: 0,829; p= 0,001) (Tabela 4).

Tabela 4 Análise da Biota-ambiente (BIOENV) mostrando as 10 melhores combinações de variáveis ambientais que contribuem para variações na abundância das espécies indicadoras em cada zona. ZC = Zona Costeira; ZM = Zona de Mistura; ZR = Zona de Rio. MPS (material particulado em suspensão), pH (potencial hidrogeniônico), OD (oxigênio dissolvido)

Zona	N ^o Melhores Resultados	Seleções	Corr.	Valor P
ZC	1	Salinidade; MPS	0,648	0,017
	2	Temperatura; Salinidade; MPS	0,648	0,017
	3	Salinidade; pH; MPS	0,648	0,017
	4	Temperatura; Salinidade; pH; MPS	0,648	0,017
	5	MPS	0,634	0,017
	6	Temperatura; MPS	0,634	0,017
	7	pH; MPS	0,634	0,017
	8	Temperatura; pH; MPS	0,634	0,017
	9	Temperatura; MPS	0,613	0,017
	10	pH;	0,613	0,017
ZE	1	pH	0,726	0,024
	2	Temperatura; pH	0,662	0,024
	3	Salinidade; pH; Clorofila-a	0,531	0,024
	4	Temperatura; Salinidade; pH; Clorofila-a	0,531	0,024
	5	Salinidade; pH; Clorofila-a	0,531	0,024
	6	Salinidade; MPS; Clorofila-a	0,529	0,024
	7	Temperatura; Salinidade; MPS; Clorofila-a	0,529	0,024
	8	Salinidade; pH; MPS; Clorofila-a	0,529	0,024
	9	Salinidade; MPS; Clorofila-a	0,529	0,024
	10	Temperatura; Salinidade; pH; MPS; Clorofila-a	0,529	0,024
ZR	1	Temperatura; Salinidade; OD	0,436	0,002
	2	Salinidade; OD	0,426	0,002
	3	Temperatura; Salinidade; OD	0,396	0,002
	4	Temperatura; OD	0,394	0,002
	5	Salinidade; OD;	0,387	0,002
	6	OD	0,386	0,002
	7	Temperatura; OD	0,342	0,002
	8	Temperatura; Salinidade; pH; OD	0,333	0,002
	9	OD	0,332	0,002
	10	Salinidade; pH; OD	0,329	0,002

Quanto as zonas, as correlações mais fortes em ZC foram com a Sal, MPS, Temperatura e pH (Corr. 0,648; p=0,017), em ZM a correlação mais forte foi com o pH (Corr. 0,726; p=0,024). Em ZR, temperatura, salinidade e OD mostraram maiores correlações (Corr. 0,436; p=0,002) (Tabela 4).

A análise de Redundância baseada na distância (dbRDA) avaliou a relação entre as variáveis ambientais e os táxons do microzooplâncton selecionados como indicadores, isto é, correlação acima de 50%. A variação explicada pelos dois primeiros eixos correspondeu a 90,6% (Figura 9).

O eixo 1 explicou 76,4% das variâncias dos dados, indicando que as variáveis salinidade e pH apresentam uma correlação positiva ($> 0,5$) com os pontos da ZC e ZM. Diferentemente da temperatura que teve uma correlação negativa e está relacionada principalmente com os pontos da ZR. O eixo 2 explicou 14,2% das variâncias dos dados, agrupando MPS e a Clorofila *a*, relacionados principalmente com alguns pontos da ZM.

As espécies indicadoras dessas zonas se agruparam em dois grupos, o grupo da ZR formado por *Thermocyclops* sp., *Bosmina fatalis*, *Bosmina longirostris*, *Bosminopsis deitersi*, e o grupo das espécies ZC e ZM composto por *Temora turbinata*, *Acartia lilljeborgii*, *Ammonia tépida*, *Sagitta bipunctata*, *Acartia tonsa*, *Euterpina acutifrons*, Misidaceo, *Corycaeus speciosus*, *Temora turbinata* e *Vorticella oceanica*.

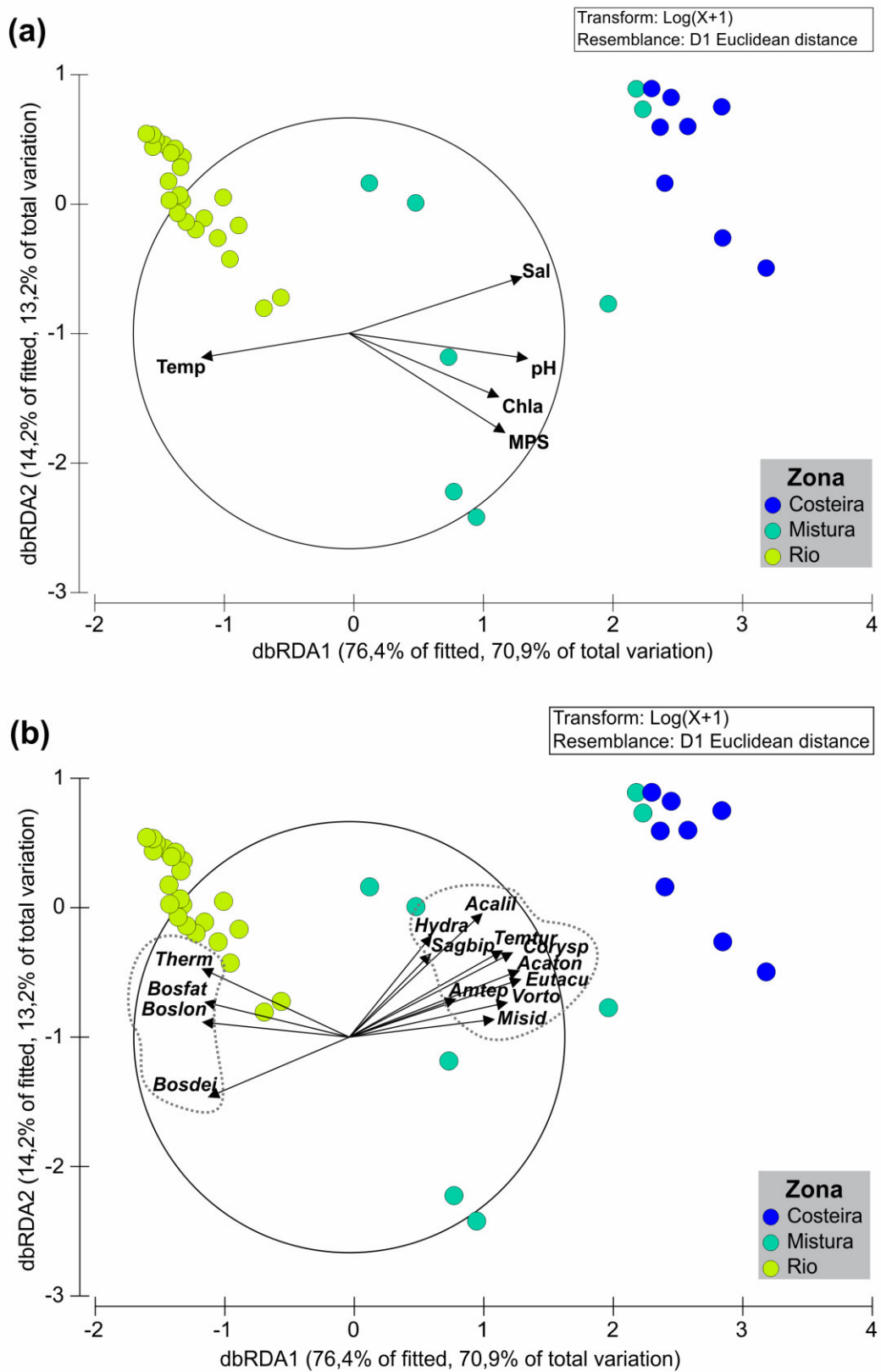


Figura 9 Análise de Redundância baseada na distância (dbRDA), das espécies indicadoras e dados hidrobiológicos.

3.5.1 Tendência espaciais entre relação zooplâncton - fitoplâncton

Observou-se através dos resultados de abundância entre as comunidades, que a interação da comunidade planctônica do ERP é regulada pelos efeitos 'top-down' (Pastagem) do zooplâncton sob o fitoplâncton durante todo o período de amostragem, exceto em eventos esporádicos de floração durante a estiagem.

Utilizando os modelos GAMs, avaliamos a variação da abundância do microzooplâncton e bioindicadores das zonas, em função dos eventos de florações fitoplanctônica, e no geral observou-se uma relação positiva nos modelos entre o microzooplâncton e a abundância do fitoplâncton e nanofitoplâncton (fração <20 µm), e uma relação negativa com o microfitoplâncton (Figura. 10 a).

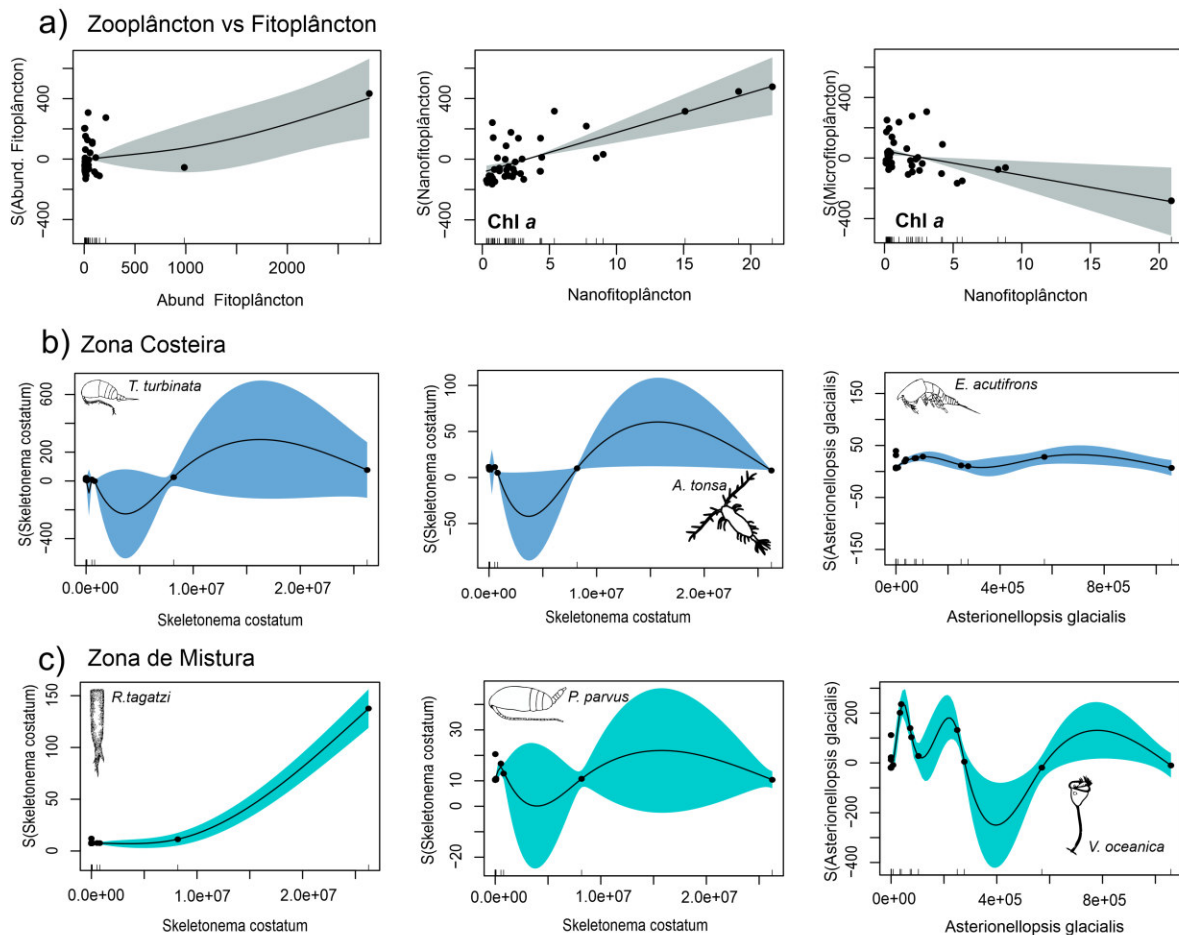


Figura 10 Modelos Aditivos Generalizados (GAMs) descrevendo como abundância biomassa do fitoplâncton influenciaram toda a comunidade microzooplânctônica (a), bioindicadoras de ZC (b) e ZM (c). As linhas sólidas representam as relações médias suavizadas dos GAMs e as áreas coloridas são intervalos de confiança de 95%.

Os modelos das espécies bioindicadoras da ZC, *Temora turbinata* e *Acartia tonsa* explicaram mais de 98% da variância total e mostraram uma tendência positiva e significativa em relação a abundância das microalgas *S. costatum*. Para *Euterpina acutifrons*, o modelo explicou 45,9% da variância, com tendência levemente positiva, selecionando como principal preditor a abundância da microalga *Asterionellopsis glacialis* ($p < 0,000$). (Figura 10 b).

As bioindicadoras de ZM (Figura 10 c) *Rhizodomus tagatzii* e *Vorticella oceanica* tiveram seus modelos explicando mais de 90% da variância total, com ambos mostrando uma tendência positiva, como principais preditores as microalgas *S. costatum* ($p < 0,000$) e *A. glacialis* ($p < 0,000$) respectivamente. Enquanto o modelo generalizado de *Paracalanus parvus*, explicou cerca de 27,6% com tendência positiva e como principal preditor, a variação *S. costatum* ($p = 0,04$).

Os modelos de *Bosminopsis deitersi*, *Bosmina longirostris* e *Bosmina fatalis*, bioindicadoras de ZR não apresentaram relações mais estreitas com as espécies formadoras de floração da zona.

4. DISCUSSÃO

Estudos dos padrões de distribuição e diversidade do microzooplâncton associados a heterogeneidade ambiental são importantes para entender a estrutura básica e a função dos ecossistemas costeiros. Acredita-se que um gradiente ambiental conduza a um filtro ambiental com influências mais fortes e conseqüentemente promova uma maior variação na composição da comunidade (Heino e Gronroos, 2013). Partido desse pressuposto, este estudo enfatizou a importância dos filtros ambientais na distribuição das comunidades microzooplânctônicas do estuário do rio Preguiças (ERP). Além disso, revelou a complexa relação ecológica dos organismos indicadores e a variação da diversidade taxonômica em função da heterogeneidade ambiental em um sistema tropical de mesomaré.

4.1 Heterogeneidade ambiental e estrutura da comunidade zooplânctônica

A heterogeneidade ambiental é um fator determinante na estrutura e dinâmica espacial da comunidade zooplânctônica dos presentes estuários de mesomaré. De acordo com Datry et al., (2016) a heterogeneidade tem sido amplamente reconhecida como uma ferramenta para avaliação dos processos (filtragem ambiental, processos de dispersão) que interagem para moldar a estrutura da comunidade zooplânctônica, resultando em uma alta

diversidade.

Nossos resultados demonstraram que não houve diferenças significativas entre os períodos sazonais, ou seja a sazonalidade não interferiu na heterogeneidade ambiental, consequentemente na variação dos grupos microzooplânctônicos. Entretanto, variações espaciais mostraram-se muito significativas ao longo do estudo, o microzooplâncton foi regidas principalmente pelo gradiente de salinidade, semelhante aos estudos de Lin, et al., (2017), Yuan et al., (2020) e Da Costa et al., (2008). Além disso, as amplas variações de temperatura, pH, MPS e clorofila *a* também foram responsáveis pela maior dispersão da comunidade no ERP, evidenciados na zona de mistura, tal comportamento corrobora com Chazarreta (2020).

No ERP, assim como na maioria dos ecossistemas estuarinos a composição microzooplânctônica foi dominada pela classe Copepoda (32%) atribui-se isto a facilidade adaptativa destes organismos as flutuações espaciais características das áreas costeiras tropicais (CHEW e CHONG, 2011; BERRAHO *et al.*, 2019), esse predomínio foi similar ao registrado em outros estuários de mesomare ao redor do mundo (MENÉNDEZ e HOFFMEYER, 2012; SEO *et al.*, 2021; SRICHANDAN *et al.*, 2021), assim como nos estuários tropicais brasileiros (VERÍSSIMO *et al.*, 2017; DA COSTA *et al.*, 2008; NEUMANN LEITÃO *et al.*, 2019; SANT'ANNA, 2000).

Destacando as espécies eurialinas *Paracalanus crassiostris*, *Pseudodiaptomus gracilis* e *Oithona nana*, contantes ao longo dos pontos de coleta (>65% das amostras), demonstrando que o gradiente de salinidade teve pouco efeito sobre a suas abundâncias (YUAN *et al.*, 2020, MAGOUZET *et al.*, 2021, MATSUMURA-TUNDISI, 1972) contribuindo para a facilidade de dispersão espacial.

Por outro lado, outro fator que contribuiu para o predomínio desses copepodas é explicado pelo seu comportamento oportunista em ERP, beneficiando-se da sua estratégia alimentar flexível (onívoro-herbívoro), e a grande variedade de possibilidades de presas planctônicas, confirmadas pelo crescimento de algas em grandes quantidades e altas concentrações de clorofila, principalmente em ZM (CHEW e CHONG, 2011).

Durante a estiagem, observou-se uma dominância alternada de grupos taxonômicos, com predomínio do Ciliophora *Vorticella oceanica* que aumentou em termos de abundância, superando o Copepoda mais abundante *P. crassiostris* nos pontos P1 e P3 (Fig.5). Isto, deve-se ao fato dessa espécie estabelecer uma relação epibiótica com as diatomáceas, que garantiram vantagens ao epibionte *V. oceanica*, como proteção, fluatibilidade, deriva,

suprimento de recursos e possível auxílio na reprodução (NANAJKAR *et al.*,2019). Acreditamos que devido a essa relação com as diatomáceas, estas espécies podem ter adentrado o ERP mais facilmente, chegando até a ZM. Gomes et al. (2018) também observaram essa associação de *V. oceanica* com diatomáceas (*Chaetoceros*), e afirmam que essa espécie tende a se proliferar em ambientes eutróficos, embora o ERP seja um ambiente com características gerais de mesotrofia (clorofila <20 mg.m⁻³).

4.2 Zooplâncton indicador e filtros de dispersão ambiental

A dinâmica das espécies indicadoras de zonas estuarinas está diretamente relacionada com a variabilidade dos filtros ambientais (SIMÕES *et al.* 2013; HEINO *et al.*, 2017). No ERP, a flutuação da temperatura e salinidade foi o fator responsável por regular a dispersão das espécies, além de contribuir para seleção do zooplâncton indicador, que são em sua maioria cópepodas estuarinos. Geralmente, a ocorrência e abundância de espécies de copépodes está correlacionada com flutuações na salinidade (CASTAÑO-SÁNCHEZ *et al.*, 2020; CHIT MAUNG *et al.*,2020 ; HEDAYATI, *et al.*, 2017).

Temora turbinata foi selecionada como a melhor indicadora em ZC, alcançando maior abundância em condições de salinidade variando entre 30 e 38, águas alcalinas e com maiores concentrações de MPS e OD. Vale ressaltar, que essa zona é circundada por dunas móveis e maior influência de ventos, que podem favorecer o transporte de areia dessas dunas, para a calha do rio. O estudo de He et al. (2021) apresentou uma situação ambiental bem diferente de ERP, associando relações fracas da alta abundância com fatores ambientais, temperatura e salinidade. Rocha et al., (2022) qualifica *T. turbinata* como uma espécie resistente a condições ambientais estressantes e destaca que é comumente encontrada em ambientes ambiente estuarino com alta turbidez.

A maior amplitude na variação ambiental de ZM facilitou a uma alta ocorrência de espécies do microzooplâncton, contribuindo para que essa zona registrasse um menor número de espécies indicadoras. *Rhizodomus tagatzi* principal indicadora da ZM teve sua ocorrência restrita a essa zona, estando relacionada com o padrão de pH com tendência alcalina, além de temperatura de características tropicais a temperadas quentes, média de 30°C e maiores concentrações de clorofila (SACCÀ e GIUFFRÈ, 2013).

Observamos que a abundância de *R. tagatzi*, indicadora de hábito herbívoro, foi favorecida em razão das florações fitoplanctônicas na ZM (Figura10 c), embora *R. tagatzi* seja competidora por recursos alimentares semelhantes das demais espécies indicadoras da

ZM (*Paracalanus parvus* e *Vorticela oceânica*). Nossos resultados sugerem que a maior abundância do fitoplâncton nessa zona, iniba a perda de espécies por disputa por recurso alimentar.

A ZR foi caracterizada como uma zona oligohalina (salinidade $\leq 0,3$), com as maiores temperaturas e com padrão de pH ácido. A comunidade dessa zona foi dominada pelas espécies da ordem Cladocera, cosmopolitas tipicamente de águas tropicais, o mesmo verificado por Pascual et al., 2014, em ambientes tropicais da Filipinas. As espécies indicadoras desta zona mostraram-se com uma alta restrição fisiológica, quanto às variações do ambiente, mantendo sua alta abundancia reservada ao ambiente de baixa salinidade, efeitos negativos foram observados por Nguyen, et al.(2020) em um rio tropical no Vietnã.

Bosminopsis deitersi foi responsável pela maior contribuição na abundância, bem como em outros ecossistemas limnéticos, como em lagos da região amazônica (WAICHMAN, et al., 2022), lagoas costeira (BRANCO et al., 2000) e em reservatórios no sudeste do Brasil (DE-CARLI, et al., 2018). A baixa salinidade e altas temperatura foi determinante para abundância de *B. Deitersi* no nosso estudo, assim como, os menores valores de pH, já que esta espécie foi registrada nas águas pretas da bacia Amazônica(Rio Negro) (BRANDORFF, 1976),com características mais ácidas do que os encontrados em nosso estudo (pH<5,65) (AUCOUR et al., 2003).

Observamos também que as principais indicadoras da ZR, *Bosminopsis deitersi*, *Bosmina longirostris* e *Bosmina fatalis* são exclusivas da zona, porém não ocorrem no ponto 5 onde foi registada a floração da cianobactéria *A. Amphibium* durante a estiagem. Esta floração pode ter influenciado negativamente a ocorrência destes cladóceros devido a exposição direta às cianotoxinas por meio de sua dieta. Ferrão-Filho et al., (2009) afirma que os cladóceros podem ter seu crescimento e abundância comprometidos pela potencialidade tóxica de cianobactérias.

4.3 Heterogeneidade ambiental e diversidade beta

A alta diversidade beta indicou mudanças na composição de espécies microzooplantônicas entre as zonas ao longo do ERP. Tendo como componente responsável por esse resultado, a rotatividade de espécies (β sim), que foi notavelmente maior entre as ZC e ZR, assim como observado em outros estudos no mundo (LIU et al., 2020; SCHARTAU et al., 2021) e no Brasil (LOPES et al.,2017. Esta rotatividade da comunidade pode ser uma indicação da capacidade de adaptação das espécies a ecossistemas com

variáveis ambientais flutuantes, principalmente a distribuição espacial da salinidade.

A heterogeneidade ambiental tem sido frequentemente sugerida como um importante determinante da diversidade beta (ASTORGA *et al.*, 2014; ZORZAL-ALMEIDA *et al.*, 2017). Nossos resultados corroboram com essa afirmativa, nos quais sugerem que as comunidades do ERP foram estruturadas fortemente por filtragem ambiental, tendo em vista, que as condições ambientais locais determinaram o grau de especificidade em cada zona, favorecendo a diferenciação dessas e alta diversidade beta, principalmente entre as zonas mais distantes (HE *et al.*, 2020; MALOUFI *et al.*, 2016).

Em termos de diferenciação ambiental, a ZM foi a que apresentou maior variação ambiental, porém a diversidade entre zonas foi baixa. Deve-se a isto, a escala espacial ter grande influência sobre os resultados da diversidade beta (ROCHA *et al.*, 2018). Em ERP, a ZM atuou como um centro dispersor, com 58% de suas espécies migrando entre todas as zonas, 25% migrando de ZM somente para ZC e 17% de ZM para ZR. Esta ocorrência mesmo que em baixa abundância, justifica a maior riqueza de espécies da zona, bem como evidencia a zona como a de melhor condição de salvaguardar as espécies das demais zonas.

5. CONCLUSÕES

O presente trabalho trouxe novas perspectivas sobre a estrutura da comunidade zooplânctônica e sua variação espacial ao longo de um gradiente ambiental, em um estuário de mesomaré, sendo o primeiro estudo a explorar a heterogeneidade ambiental, diversidade beta e interações tróficas da comunidade microzooplânctônica entre as zonas do estuário do rio Preguiças, limite do Parque Nacional dos Lençóis Maranhenses – PNLN.

Assim, concluímos que o ambiente estuarino é espacialmente heterogêneo, e tem como forçantes ambientais reguladoras dessa dinâmica os gradientes de salinidade, pH, MPS e temperatura. A heterogeneidade ambiental tem efeito direto sobre a diversidade das espécies evidenciando o grande potencial de substituição de espécies nas comunidades aquáticas, reguladas pelas suas restrições fisiológicas. A comunidade microzooplânctônica do ERP é dominada pelo filo Artropoda, com a classe de copepoda apresentando maior adaptabilidade as variações entre espaciais, as espécies indicadoras selecionadas por zona foram: *Temora turbinata* (ZC), *Rhizodamus tagatzi* (ZM) e *Bosminopsis deitersi* (ZR).

Entre as zonas, a ZM se destacou pela variabilidade ambiental, que permitiu que a mesma atuasse como um centro dispersor de espécies, observamos as maiores abundâncias dos organismos planctônicos, e maior migração de espécies para a zona, observamos também

o efeito positivo da presença de florações de diatomáceas para a comunidade microzooplânctônicas.

Finalmente, considerando a homogeneização ambiental como um dos principais problemas para a diversidade biológica em diversos ambiente aquáticos, monitorar a heterogeneidade ambiental do ERP como forma de preservar os locais que desempenham papéis importantes na estruturação das comunidades zooplanctônicas é decisivo no gerenciamento do sistema estuarino, assim o estudo da diversidade beta tem um importante função pois marca os ambientes mais suscetíveis a degradação (baixa diversidade β) e os que funcionam como centro dispersor (alta diversidade β), sinalizando de forma eficaz áreas a serem priorizadas.

REFERÊNCIAS

Abakerli, S. (2001). A critique of development and conservation policies in environmentally sensitive regions in Brazil. *Geoforum*, 32(4), 551–565. [https://doi.org/10.1016/s0016-7185\(01\)00015-x](https://doi.org/10.1016/s0016-7185(01)00015-x)

Amaral, Y. T., Santos, E. M. dos, Ribeiro, M. C., Barreto, L. (2019). Landscape structural analysis of the Lençóis Maranhenses national park: implications for conservation. *Journal for Nature Conservation*, 51, 125725. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2019.125725>

Anderson M. J., Ellingsen, K. E., McArdle, B. H., 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters*, 9(6), 683–693. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00926.x>

Aucour, A.-M., Tao, F.-X., Moreira-Turcq, P., Seyler, P., Sheppard, S., Benedetti, M. F. (2003). The Amazon River: behaviour of metals (Fe, Al, Mn) and dissolved organic matter in the initial mixing at the Rio Negro/Solimões confluence. *Chemical Geology*, 197(1–4), 271–285. [https://doi.org/10.1016/s0009-2541\(02\)00398-4](https://doi.org/10.1016/s0009-2541(02)00398-4)

Azevedo-Santos, V. M., Frederico, R. G., Fagundes, C. K., Pompeu, P. S., Pelicice, F. M., Padiá, A. A., Nogueira, M. G., Fearnside, P. M., Lima, L. B., Daga, V. S., Oliveira, F. J. M., Vitule, J. R. S., Callisto, M., Agostinho, A. A., Esteves, F. A., Lima-Junior, D. P., Magalhães, A. L. B., Sabino, J., Mormul, R. P., ... Henry, R. (2018). Protected areas: A focus on Brazilian freshwater biodiversity. *Diversity and Distributions*, 25(3), 442–448. Portico. <https://doi.org/10.1111/ddi.12871>

Benzie, J. A. H., 2005. *Cladocera: The Genus Daphnia (including Daphniosis)*. Leiden, the Netherlands: Backhuys Publisher. 376 p. (Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World.)

Berraho, A., Abdelouahab, H., Larissi, J., Baibai, T., Charib, S., Idrissi, M., Belbchir, Y.,

Ettahiri, O., Hilmi, K. (2019). Biodiversity and spatio-temporal variability of copepods community in Dakhla Bay (southern Moroccan coast). *Regional Studies in Marine Science*, 28, 100437. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2018.10.005>

Björnberg, T. S., 1981. Copepoda. In: Boltovskoy, D. ed. Atlas del zooplâncton del Atlantico sudoccidental y metodos de trabajos con el zooplâncton marino. INIDEP, Mar del Plata. P.587-679.

Björnberg, T.K.S., 1965. The study of planktonic copepods in the South West Atlantic. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, Supplement v.37, p.219-230.

Boltovskoy, D., 1981. Atlas del zooplancton del atlántico sudoccidental y métodos de trabajo com el zooplancton marino. Mar del Plata, Argentina. Publicación especial del INIDEP. 966 p.

Boltovskoy, D., 1999. Ed. South Atlantic Zooplankton. Backuys Publisher, Leiden, The Netherlands. v.1-2. 1706 p.

Branco, C. W. C., Esteves, F.A., Kozlowsky-Suzuki, B (2000). The zooplankton and other limnological features of a humic coastal lagoon (Lagoa Comprida, Macé, R.J.) in Brazil. *Hydrobiologia*, 437(1/3), 71–81. <https://doi.org/10.1023/a:1026571301811>

Brandorff, G.-O. (1976). A new species of *Bosminopsis* (Crustacea, Cladocera) from the Rio Negro. *Acta Amazonica*, 6(1), 109–114. <https://doi.org/10.1590/1809-43921976061109>

BRASIL (1981). Decreto nº 86.080 de 02 de junho de 1981. Cria, no Estado do Maranhão, o Parque Nacional dos Lençóis Maranhenses, com os limites que especifica e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, <http://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/1980-1987/decreto-86060-2-junho-1981-435499-publicacaooriginal-1-pe.html> . (Acesso em 09 de novembro de 2022).

Cabral, C. R., Diniz, L. P., da Silva, A. J., Fonseca, G., Carneiro, L. S., de Melo Júnior, M., Caliman, A., 2020. Zooplankton species distribution, richness and composition across tropical shallow lakes: A large scale assessment by biome, lake origin, and lake habitat. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 56, 25. <https://doi.org/10.1051/limn/2020023>

Castaño-Sánchez, A., Hose, G. C., Reboleira, A. S. P. S. (2020). Salinity and temperature increase impact groundwater crustaceans. *Scientific Reports*, 10(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-020-69050-7>

Chew, LL., Chong, V.C. Copepod community structure and abundance in a tropical mangrove estuary, with comparisons to coastal waters. *Hydrobiologia* 666, 127–143 (2011). <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0092-3>

Chit Maung, K. M., Htut, T., Phyu, E. T., Hein, Z. M., Tun, N. N. (2020). Diversity and

Abundance of Copepods in Taninthayi Coastal Waters, Myanmar. *Journal of Marine Science*, 2(3). <https://doi.org/10.30564/jms.v2i3.2437>

Clarke, K., Ainsworth, M., 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Marine Ecology Progress Series*, 92, 205–219. <https://doi.org/10.3354/meps092205>

Da Costa, K. G., Pereira, L. C. C., Costa, R. M. da. (2008). Short and long-term temporal variation of the zooplankton in a tropical estuary (Amazon region, Brazil). *Boletim Do Museu Paraense Emílio Goeldi - Ciências Naturais*, 3(2), 127–141. <https://doi.org/10.46357/bcnaturais.v3i2.681>

Datry, T., Bonada, N., Heino, J. (2015). Towards understanding the organization of metacommunities in highly dynamic ecological systems. *Oikos*, 125(2), 149–159. Portico. <https://doi.org/10.1111/oik.02922>

De-Carli, B. P., Albuquerque, F. P. de, Moschini-Carlos, V., Pompêo, M. (2018). Comunidade zooplancônica e sua relação com a qualidade da água em reservatórios do Estado de São Paulo. *Iheringia. Série Zoologia*, 108(0). <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2018013>

Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M. L. J., and Sullivan, C. A., 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81(02), 163. <https://doi.org/10.1017/s1464793105006950>

Dufrêne, M., Legendre, P., 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67, 345-366. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1997\)067\[0345:SAAIST\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1997)067[0345:SAAIST]2.0.CO;2)

Dussart, B. H.; Defaye, D., 2001. Introduction to the Copepoda. (Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World.) v. 16. 2a ed. Leiden, The Netherlands: Backhuys Publisher. 344 p.

Einsle, U., 1996. Copepoda Cyclopoida: Genera Cyclops, Megacyclops, Acanthocyclops Leiden, The Netherlands: Backhuys Publisher, 83 p. (Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World.) v. 10.

Farias, G. B., Molinero, J.-C., Carré, C., Bertrand, A., Bec, B., & Melo, P. A. M. de C. (2022). Uncoupled changes in phytoplankton biomass and size structure in the western tropical Atlantic. *Journal of Marine Systems*, 227, 103696. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2021.103696>

Fernando, C. H. A., 2002. Guide to Tropical Freshwater Zooplankton: Identification, Ecology and Impact on Fisheries. Leiden, The Netherlands: Backhuys Publisher., 291 p.

Gómez, F., Wang, L., Lin, S. (2018). Morphology and Molecular Phylogeny of Peritrich Ciliate Epibionts on Pelagic Diatoms: *Vorticella oceanica* and *Pseudovorticella coscinodisci* sp. nov. (Ciliophora, Peritrichia). *Protist*, 169(2), 268–279. <https://doi.org/10.1016/j.protis.2018.03.003>

He, S., Soininen, J., Chen, K., Wang, B. (2020). Environmental Factors Override Dispersal-Related Factors in Shaping Diatom and Macroinvertebrate Communities Within Stream Networks in China. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 8. <https://doi.org/10.3389/fevo.2020.00141>

He, X., Pan, Z., Zhang, L., Han, D. (2021). Physiological and behavioral responses of the copepod *Temora turbinata* to hypoxia. *Marine Pollution Bulletin*, 171, 112692. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112692>

Hedayati, A., Pouladi, M., Vazirizadeh, A., Qadermarzi, A., Mehdipour, N. (2017). Seasonal variations in abundance and diversity of copepods in Mond River estuary, Bushehr, Persian Gulf. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity*, 18(2), 447–452. <https://doi.org/10.13057/biodiv/d180201>

Heino, J., Grönroos, M. (2013). Does environmental heterogeneity affect species co-occurrence in ecological guilds across stream macroinvertebrate metacommunities? *Ecography*, 36(8), 926–936. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.00057.x>

Heino, J., Soininen, J., Alahuhta, J. et al. Metacommunity ecology meets biogeography: effects of geographical region, spatial dynamics and environmental filtering on community structure in aquatic organisms. *Oecologia* 183, 121–137 (2017). <https://doi.org/10.1007/s00442-016-3750-y>

Herbst, H. V., 1967. Copepoda und Cladocera (Crustacea) aus Südamerika. *Gewässer und Abwässer*, v. 44/45, p. 96-108,

HilleRisLambers, J., Adler, P. B., Harpole, W. S., Levine, J. M., and Mayfield, M. M., 2012. Rethinking Community Assembly through the Lens of Coexistence Theory. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 43(1), 227–248. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110411-160411>

Hooper, D. U., Chapin, F. S., Ewel, J. J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J. H., Lodge, D. M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A. J., Vandermeer, J., and Wardle, D. A., 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 75(1), 3–35. <https://doi.org/10.1890/04-0922>

Karaytug, S., 1999. Genera Paracyclops, Ochridacyclops and key to the Eucyclopinæ. Leiden, The Netherlands: Backhuys Publisher, 224 p. (Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World.) v. 14.

Kim, J. S., Seo, I. W., and Baek, D., 2019. Seasonally varying effects of environmental factors on phytoplankton abundance in the regulated rivers. *Scientific Reports*, 9(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-019-45621-1>

Kjerfve, B., 1990. Manual for investigation of hydrological processes in mangrove ecosystems. New Delhi, UNESCO/ UNDP. 79 p.

Koleff, P., Gaston, K. J., and Lennon, J. J., 2003. Measuring beta diversity for presence-absence data. *Journal of Animal Ecology*, 72(3), 367–382. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.2003.00710.x>

Kumar, M. R., Krishnan, K. A. (2021). Grazing behavior of tropical calanoid copepods and its effect on phytoplankton community structure. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193(8). <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09306-5>

Lin, Q., Xu, L., Hou, J., Liu, Z., Jeppesen, E., Han, B.-P. (2017). Responses of trophic structure and zooplankton community to salinity and temperature in Tibetan lakes: Implication for the effect of climate warming. *Water Research*, 124, 618–629. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.078>

Liu, P., Xu, S., Lin, J., Li, H., Lin, Q., Han, B.-P. (2020). Urbanization increases biotic homogenization of zooplankton communities in tropical reservoirs. *Ecological Indicators*, 110, 105899. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105899>

Livingston, R. J. (2007). Phytoplankton Bloom Effects On A Gulf Estuary: Water Quality Changes And Biological Response. *Ecological Applications*, 17(sp5), S110–S128. <https://doi.org/10.1890/05-0769.1>

Lopes, V. G., Castelo Branco, C. W., Kozłowski-Suzuki, B., Sousa-Filho, I. F., Souza, L. C., Bini, L. M. (2017). Predicting temporal variation in zooplankton beta diversity is challenging. *PLOS ONE*, 12(11), e0187499. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0187499>

Magouz, F. I., Essa, M. A., Matter, M., Mansour, A. T., Gaber, A., Ashour, M. (2021). Effect of different salinity levels on population dynamics and growth of the Cyclopoid Copepod *Oithona nana*. *Diversity*, 13(5), 190. <https://doi.org/10.3390/d13050190>

Maloufi, S., Catherine, A., Mouillot, D., Louvard, C., Couté, A., Bernard, C., Troussellier, M. (2016). Environmental heterogeneity among lakes promotes hyper β -diversity across phytoplankton communities. *Freshwater Biology*, 61, 633–645. <https://doi.org/10.1111/fwb.12731>

Maranhão, (2002) Atlas do Maranhão (2th ed.), Geplan/Labgeo-Uema, São Luís, MA

Matsumura-Tundisi, T. Aspectos ecológicos do zooplâncton da região lagunar de Cananéia com especial referência aos Copepoda (Crustacea). São Paulo, 1972. Tese (Doutorado), Universidade de São Paulo, Instituto de Biociências. 191 p

Mazzocchi, M. G.; Zagami, G.; Crescenti, and N. E Hure, J., 1995. Copepods. In: Atlas of Marine Zooplankton, Straits of Magellan. Guglielmo, L. e Lanora, A.(ed.). Springer Verlag. 279p.

Melão, M.G.G. and Rocha, O., 2004. Life history, biomass and production of two planktonic cyclopoid copepods in a shallow subtropical reservoir. *Journal of Plankton Research*, 26(8), 909–923. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbh080>

Menéndez, M. C., Piccolo, M. C., Hoffmeyer, M. S. (2012). Short-term variability on mesozooplankton community in a shallow mixed estuary (Bahía Blanca, Argentina): Influence of tidal cycles and local winds. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 112, 11–22. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.08.014>

Menhinick, E.F., 1964. A comparison of some species individual diversity indices applied to samples of field insects. *Ecology*, 45, 859-861.

Montú, M. A. E and Gloeden I. M., 1998. Maxillopoda – Copepoda, Marine Planktonic Calanoida. In: YOUNG, P. S. (ed). *Catalogue of Crustacea of Brazil*. Rio de Janeiro: Museu Nacional., P. 167-200. (Série Livros n.6).

Nanajkar, M., Fernandes, V., Bogati, K., Chatterjee, T. (2019). Gregarious true- colonies of ciliate *Vorticella oceanica* on a chain forming diatom *Chaetoceros coarctatus*: indicating change in the nature of association. *Symbiosis*, 79(3), 221–229. <https://doi.org/10.1007/s13199-019-00640-4>

Neumann Leitão, S., Melo Junior, M. de, Porto Neto, F. de F., Silva, A. P., Diaz, X. F. G., Silva, T. de A. e, Nascimento Vieira, D. A. do, Figueiredo, L. G. P., Costa, A. E. S. F. da, Santana, J. R. de, Campelo, R. P. de S., Melo, P. A. M. de C., Pessoa, V. T., Lira, S. M. de A., Schwamborn, R. (2019). Connectivity between coastal and oceanic zooplankton from Rio Grande do Norte in the Tropical Western Atlantic. *Frontiers in Marine Science*, 6. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00287>

Newell, G. E. and Newell, R. C., 1966. *Marine plankton a practical guide*. London, Hutchinson Educat. Ltd., 221.

Nguyen, CT, Vila-Gispert, A., Quintana, XD, Van Hoa, A., Nguyen, T.P, Ut Vu, N. (2020). Efeitos da salinidade na composição de espécies do zooplâncton no rio Hau, Delta do Mekong, Vietnã. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 56, 20. <https://doi.org/10.1051/limn/2020018>

Parsons, T. R and Strickland, J. D. H., 1963. Discussion Of spectrophotometric determination of marine plankton pigments, with revised equations of as certaining chlorophyll-a and carotenoids. *Journal of Marine Research*, New Haven, V. 21, N. 3, P. 155-163,

Pascual, Jhaydee A. F., Eric Z. C. Rizo, Boping Han, Henri J. Dumont Rey D. S. Papa.

2014. Taxonomy and distribution of four cladoceran families (Branchiopoda: Cladocera: Moinidae, Bosminidae, Chydoridae and Sididae) in Philippine inland waters. *Raffles Bulletin of Zoology* 62: 771-794.

Perez Rocha, M., Bini, L. M., Domisch, S., Tolonen, K. T., Jyrkänkallio-Mikkola, J., Soininen, J., Hjort, J., Heino, J. (2018). Local environment and space drive multiple facets of stream macroinvertebrate beta diversity. *Journal of Biogeography*, 45(12), 2744–2754. Portico. <https://doi.org/10.1111/jbi.13457>

Pielou, E.C., 1975. *Ecological Diversity*. Wiley InterScience, New York.

Ranga Reddy, Y., 1994. Copepoda Calanoida: Diaptomidae. Key to the genera *Heliodiaptomus*, *Allodiaptomus*, *Neodiaptomus*, *Phyllodiaptomus*, *Eodiaptomus*, *Arctodiaptomus* and *Sinodiaptomus*. Leiden, The Netherlands: Backhuys Publisher, 221 p. (Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World.) v. 5.

Rayner, N. A., 1999. Copepoda Calanoida: Diaptomidae, Paradiaptomidae Leiden, The Netherlands: Backhuys Publisher. 122 p. (Guides to the identification of the microinvertebrates of the Continental Waters of the World.) v. 15.

Rocha, G. M., Salvador, B., de Souza Laino, P., Santos, G. H. C., Demoner, L. E., da Conceição, L. R., Teixeira-Amaral, P., Mill, G. N., Ghisolfi, R. D., Costa, E. S., Longhini, C. M., da Silva, C. A., Cagnin, R. C., Sá, F., Neto, R. R., Junior, C. D., Oliveira, K. S., Grilo, C. F., da Silva Quaresma, V., ... Fernandes, L. F. L. (2022). Responses of marine zooplankton indicators after five years of a dam rupture in the Doce River, Southeastern Brazil. *Science of The Total Environment*, 806, 151249. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151249>

Sant'anna, E. E. (2000). Zooplankton abundance and biomass in a tropical estuary (Pina estuary-Northeast Brazil). *Tropical Oceanography*, 28(1). <https://doi.org/10.5914/tropocean.v28i1.2711>

Schartau, A. K., Mariash, H. L., Christoffersen, K. S., Bogan, D., Dubovskaya, O. P., Fefilova, E. B., Hayden, B., Ingvason, H. R., Ivanova, E. A., Kononova, O. N., Kravchuk, E. S., Lento, J., Majaneva, M., Novichkova, A. A., Rautio, M., R__hland, K. M., Shaftel, R., Smol, J. P., Vrede, T., Kahilainen, K. K. (2021). First circumpolar assessment of Arctic freshwater phytoplankton and zooplankton diversity: Spatial patterns and environmental factors. *Freshwater Biology*, 67(1), 141–158. Portico. <https://doi.org/10.1111/fwb.13783>

Seo, M.H., Kim, H.J., Lee, S.J., Kim, S.-Y., Yoon, Y.H., Han, K.H., Choi, S.D., Kwak, M.-T., Jeong, M.K., Soh, H.Y. (2021). Environmental Factors Affecting the Spatiotemporal Distribution of Copepods in a Small Mesotidal Inlet and Estuary. *Diversity*, 13(8), 389. <https://doi.org/10.3390/d13080389>

Shannon, C.E., 1948. A mathematical theory of communication. *Bell System Technical*

Journal, 27, 379-423. <https://doi.org/10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x>

Simões, N. R., Dias, J. D., Leal, C. M., de Souza Magalhães Braghin, L., Lansac-Tôha, F. A., Bonecker, C. C. (2013). Floods control the influence of environmental gradients on the diversity of zooplankton communities in a neotropical floodplain. *Aquatic Sciences*, 75(4), 607–617. <https://doi.org/10.1007/s00027-013-0304-9>

Smirnov, N. N., 1996. Cladocera: The Chydorinae and Sayciidae (Chydoridae) of the World. Leiden, The Netherlands: Backhuys Publisher, 197 p. (Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World.) v. 11. Soares-Gomes, A.; Figueiredo, A. G. O ambiente marinho. In: Pereira, R. C.; Soaresgomes, A (Orgs.). *Biologia marinha*. Rio de Janeiro: Interciência, 2002. cap. 1, p. 1-33.

Socolar, J. B., Gilroy, J. J., Kunin, W. E. and Edwards, D. P., 2016. How Should Beta-Diversity Inform Biodiversity Conservation? *Trends in Ecology and Evolution*, 31(1), 67–80. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.11.005>

Srichandan, S., Baliarsingh, S. K., Lotliker, A. A., Sahu, B. K., Roy, R., Nair, T. M. B. (2021). Unravelling tidal effect on zooplankton community structure in a tropical estuary. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193(6). <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09112-z>

Strickland, J.D.H. and Parsons, T.S., 1972. A practical handbook of seawater analysis. *Bulletin Fisheries Research Board of Canada*, Ottawa, 167, 1-205.

Tregouboff, G. and Rose, M. *Manuel de planctonologie Méditerranéenne*. Centre Nationale de la Recherche Scientifique. Paris, 2v. 1957.

Ueda, H. and Reid, J. W., 2003. Copepoda Cyclopoida: Genera Mesocyclops and Thermocyclops. Leiden, The Netherlands: Backhuys Publisher. 318 p. (Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World.) v. 20.

Valentin, J. L., 2000. *Ecologia numérica. Uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos*. Editora Interciencia, Rio de Janeiro, 117pp.

Valentin, J.L., Macedo-Saidah, F.E., Tenenmaum, D.R. e Silva, N.M.L., 1991. A diversidade específica para a análise das sucessões fitoplanctônicas. *Aplicação ao ecossistema do Cabo Frio (RJ)*. *Neritica*. 6(1-2): 7-26

Varela, M., Prego, R., Pazos, Y., 2008. Spatial and temporal variability of phytoplankton biomass, primary production and community structure in the Pontevedra Ria (NW Iberian Peninsula): oceanographic periods and possible response to environmental changes. *Marine Biology*, 154(3), 483–499. <https://doi.org/10.1007/s00227-008-0943-x>

Veríssimo, H., Patrício, J., Gonçalves, É., Moura, G. C., Barbosa, J. E. L., Gonçalves, A. M. M. (2017). Functional diversity of zooplankton communities in two tropical estuaries (NE

Brazil) with different degrees of human-induced disturbance. *Marine Environmental Research*, 129, 46–56. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.04.011>

Waichman, A. V., García-Dávila, C. R., Hardy, E. R., Robertson, B. A. (2002). Composição do Zooplâncton em diferentes ambientes do lago Camaleão, na ilha da Marchantaria, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica*, 32(2), 339–339. <https://doi.org/10.1590/1809-43922002322347>

Whittaker, R. H., 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21(2–3), 213–251. Portico. <https://doi.org/10.2307/1218190>

Wood, S. N. 2011. Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Statistical Methodology)*, 73(1), 3–36. <https://doi.org/10.1111/j.1467-9868.2010.00749.x>

Yuan, D., Chen, L., Luan, L., Wang, Q., Yang, Y. (2020). Effect of Salinity on the Zooplankton Community in the Pearl River Estuary. *Journal of Ocean University of China*, 19(6), 1389–1398. <https://doi.org/10.1007/s11802-020-4449-6>

Zorzal-Almeida, S., Bini, L. M., Bicudo, D. C. (2017). Beta diversity of diatoms is driven by environmental heterogeneity, spatial extent and productivity. *Hydrobiologia*, 800(1), 7–16. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3117-3>

MATERIAL SUPLEMENTAR

Apêndice 1

Valores das variáveis ambientais (média e desvio padrão) do estuário do rio Preguiças, Barreirinhas- MA nas três zonas e nos dois períodos sazonais. ZC (zona costeira), ZM (zona de mistura) e ZR (zona de rio).

Variáveis	Período de estiagem			Período Chuvoso			Sazonal		Zonas
	ZC	ZM	ZR	ZC	ZM	ZR	p-valor	p-valor	
Sal	35,99±2,51	17,92±13,21	0,05±0,09	33,44±1,89	11,74±14,18	0,02±0,01	0,409	0,409	0,000
Temperatura (°C)	29,58±0,44	30,10±0,47	31,36±0,59	30,19±0,58	30,51±0,80	30,99±0,25	0,766	0,766	0,000
pH	8,17±0,05	8,12±0,35	6,73±0,81	8,07±0,13	7,82±0,25	6,10±0,88	0,073	0,073	0,000
OD (mg. L ⁻¹)	6,93±2,40	7,54±2,43	8,24±0,51	7,77±0,57	7,83±0,55	7,64±0,42	0,606	0,606	0,396
STD	38,96±14,98	29,83±15,27	32,69±11,61	25,57±1,69	131,01±222,74	31,58±26,68	0,193	0,193	0,247
MPS	36,63±11,60	21,50±10,99	10,70±8,80	21,44±6,04	28,56±19,47	10,69±8,39	0,006	0,006	0,002
PAR	602,55±371,23	900,70±906,15	514,70±121,24	373,70±189,59	257,37±191,23	361,18±259,28	0,010	0,010	0,771
Clorofila <i>a</i>	5,71±3,64	12,58±11,16	2,54±2,26	5,95±2,34	20,32±12,23	2,46±1,88	0,329	0,329	0,000
Abundância zoo	303,16±100,95	413,45±375,50	223,64±128,44	215,84±151,08	258,52±278,98	181,93±198,96	0,105	0,105	0,019

Os valores em negrito representam a diferença significativa ($p < 0,05$)

Apêndice 2

Ocorrência dos táxons Microzooplancônicos do Estuário rio Preguiças. Considerando ZC (p1, p2), ZM (p3, p4) e ZR(p5-p10)

FILO	Classe	Táxon	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	
AMOEBOZOA	Tubulinea	<i>Arcella vulgaris</i> (Ehrenberg, 1832)		x	x				x				
		<i>Ammonia beccarii</i> (Linnaeus, 1758)	x										
FORAMINIFERA	Globobulimina	<i>Ammonia tepida</i> (Cushman, 1926)	x	x	x	x							
		<i>Hydractinia</i> sp.	x	x	x								
CNIDARIA	Hydrozoa	<i>Beroidea</i>						x		x	x		
MOLLUSCA	Gastropoda	<i>Gastropoda (veliger)</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
		<i>Bivalve(larva)</i>	x	x	x	x	x						
ARTHROPODA	Cladocera	<i>Alona dentifera</i> (G.O. Sars, 1901)								x		x	
		<i>Acropeus</i> sp.								x			x
		<i>Alona quadrangularis</i> (O.F. Müller, 1776)											x
		<i>Bosmina longirostris</i> (O. F. Müller 1776)				x	x	x	x	x	x	x	x
		<i>Bosmina fatalis</i> (Burekhardt, 1924)					x	x	x	x	x	x	x
		<i>Bosminopsis deitersi</i> (Richard, 1895)					x	x	x	x	x	x	x
		<i>Coronatella</i> sp.											x
		<i>Daphnia magna</i> (Straus, 1820)					x	x					
		<i>Diaphanosoma birgei</i> (Korinek, 1981)					x	x	x	x	x	x	
		<i>Ephemeroporus tridentatus</i> (Bergamin, 1939)						x			x	x	x
		<i>Leydigia acanthocercoides</i> (Fischer, 1854)						x	x	x	x	x	x
		<i>Leydigia</i> sp.											x
		<i>Leydigopsis curvirostris</i> (Sars, 1901)								x			x
<i>Moina micrura</i> (Kurz, 1875)										x	x	x	
Copepoda		<i>Acartia tonsa</i> (Giesbrecht, 1892)	x	x	x								
		<i>Acartia lilljeborgii</i> (Giesbrecht, 1889)	x	x	x								

<i>Rhizodermus tagatzi</i> (Strelkow Wirketis, 1950)	X	X	X	
<i>Tintinnida</i> sp.	X	X		
<i>Tintinnidium mucicola</i> (Claparède Lachmann, 1858)	X		X	X
<i>Vorticella campanula</i> (Ehrenberg, 1831)			X	X
<i>Vorticella oceânica</i> (Zacharias, 1906)	X	X	X	X
<i>Vorticella</i> sp1			X	X
<i>Vorticella</i> sp2		X		
OUTROS				
<i>Equinodermata</i> sp.	X			X
<i>Larva insecta</i>	X	X	X	X
<i>Ictioplancton</i>	X	X	X	X
<i>Ostracoda</i>	X	X	X	X
ovos (<i>ictioplancton</i>)	X		X	X
<i>Nematoda</i>			X	X

Apêndice 3

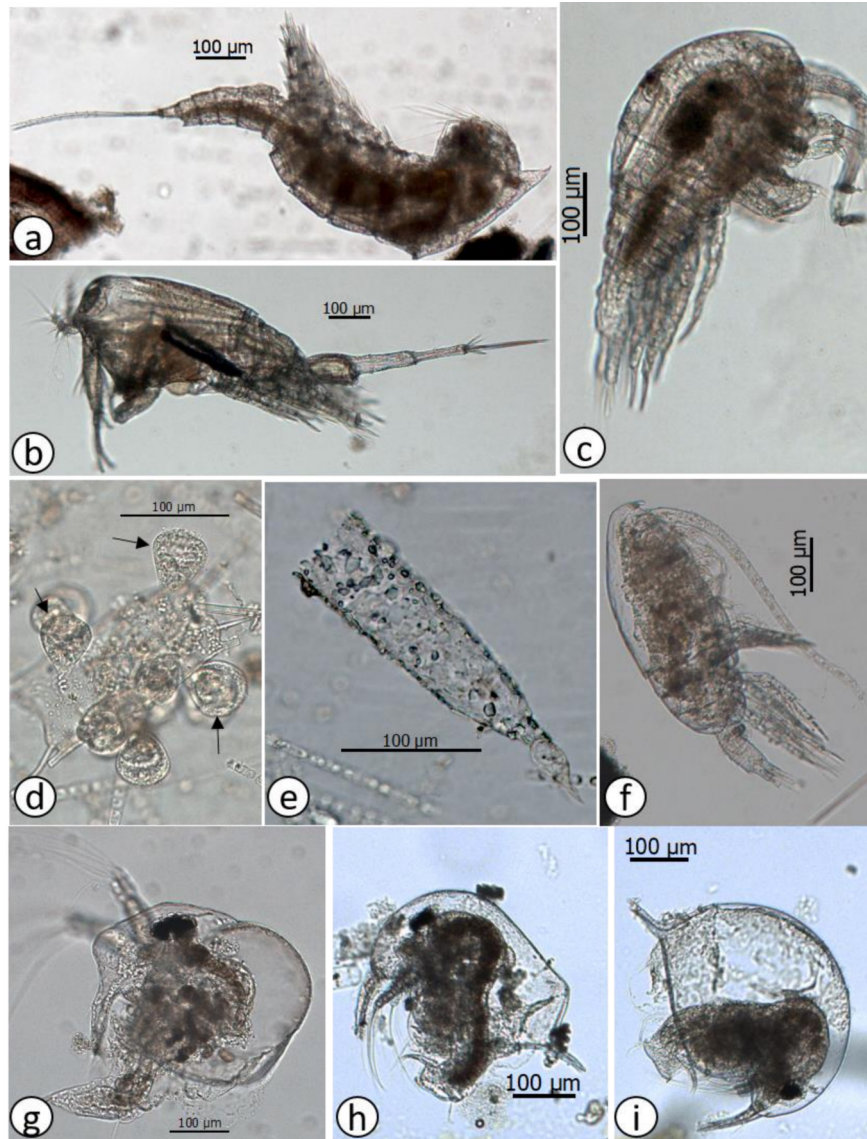
Normas da Revista

Guia para o autor no link:

https://www.elsevier.com/wps/find/journaldescription.cws_home/730018?generatepdf

=true

Apêndice 4 – Principais espécies indicadoras de zonas



Espécies: a) *Euterpina acutifrons* b) *Corycaeus speciosus* c) *Temora turbinata* d) *Vorticella oceânica* e) *Rhizodomus tagatzi* f) *Paracalanus parvus* g) *Bosminopsis deitersi* h) *Bosmina fatalis* i) *Bosmina longirostris*.