

**DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DE
ZOOPLÂNCTON NOS ECOSISTEMAS DO PANTANAL:
ANÁLISE ECOLÓGICA DE LONGA DURAÇÃO E
CAPACIDADE DE RESISTÊNCIA DE OVOS A
DESSECAÇÃO**

ÉRICA OLIVEIRA DE LIMA

Dissertação apresentada à Universidade do Estado de Mato Grosso, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais para obtenção do título de Mestre.

**CÁCERES
MATO GROSSO, BRASIL
2023**

ÉRICA OLIVEIRA DE LIMA

**DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DE
ZOOPLÂNCTON NOS ECOSSISTEMAS DO PANTANAL:
ANÁLISE ECOLÓGICA DE LONGA DURAÇÃO E CAPACIDADE
DE RESISTÊNCIA DE OVOS A DESSECAÇÃO**

Dissertação apresentada ao curso de Pós-graduação *stricto sensu* em Ciências Ambientais da Universidade do Estado de Mato Grosso, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. Wilkinson Lopes
Lázaro

Coorientadora: Prof^a. Dr^a. Claudia Costa
Bonecker

**CÁCERES-MT
2023**

ATA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO/TESE

Aos **nove** dias do mês de **maio**, do ano de dois mil e vinte e **três**, às **08:00** horas (MT), de forma virtual, realizou-se a Defesa da Mestranda **Erica Oliveira de Lima**, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre, com a versão final da dissertação intitulada: **“Diversidade taxonômica e funcional de zooplâncton nos ecossistemas do pantanal: Análise ecológica de longa duração e capacidade de resistência de ovos a dessecação”** do Curso de Pós-graduação *Stricto Sensu* em Ciências Ambientais, perante a banca examinadora, composta pelas examinadoras listadas abaixo, onde a sessão foi aberta pelo presidente Prof. Dr. Wilkinson Lopes Lázaro e, após apresentação, o(a) discente foi arguida pela Banca Examinadora. Em sessão secreta foi decidido o resultado da defesa, sendo a discente considerada APROVADA. Encerrada a sessão secreta, o Presidente informou o resultado. Nada mais havendo a tratar, eu, Presidente da banca, lavrei a presente ata que assino juntamente com os membros da Banca Examinadora. Para a obtenção do título ainda é necessário o cumprimento das exigências contidas no Regimento do Programa de Pós-graduação *Stricto Sensu* em Ciências Ambientais - Resolução n.º 10/2026-CONSUNI.

Documento assinado digitalmente
 WILKINSON LOPES LAZARO
Data: 23/05/2023 10:36:50-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Wilkinson Lopes Lázaro
UNEMAT

Documento assinado digitalmente
 LOUIZI DE SOUZA MAGALHAES BRAGHIN
Data: 23/05/2023 13:26:10-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profª. Drª. Louizi de Souza M. Braghin
Universidade Estadual do Norte do Paraná –
UENP

Documento assinado digitalmente
 THAIS XAVIER DE MELO
Data: 23/05/2023 11:01:01-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profª. Drª. Thaís Xavier de Melo
Universidade Federal de Mato Grosso -
UFMT

Documento assinado digitalmente
 ERNANDES SOBREIRA OLIVEIRA JUNIOR
Data: 23/05/2023 10:54:43-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Ernandes Sobreira Oliveira Júnior
UNEMAT

CÁCERES-MT
2023

LIMA, Érica Oliveira de.

L732d Diversidade Taxonômica e Funcional de Zooplâncton nos Ecossistemas do Pantanal: Análise Ecológica de Longa Duração e Capacidade de Resistência de Ovos a Dessecação / Érica Oliveira de Lima – Cáceres, 2023.

80 f.; 30 cm. (ilustrações) Il. color. (sim)

Trabalho de Conclusão de Curso
(Dissertação/Mestrado) – Curso de Pós-graduação Stricto Sensu (Mestrado Acadêmico) Ciências Ambientais, Faculdade de Ciências Agrárias e Biológicas, Câmpus de Cáceres, Universidade do Estado de Mato Grosso, 2023.

Orientador: Wilkinson Lopes Lazaro Coorientador:
Cláudia Costa Bonecker

1. Classificação Funcional. 2. Banco de Ovos. 3. Fases do Hidroperíodo. 4. Variáveis Limnológicas. 5. Plâncton. I. Érica Oliveira de Lima. II. Diversidade Taxonômica e Funcional de Zooplâncton nos Ecossistemas do Pantanal: Análise Ecológica de Longa Duração e Capacidade de Resistência de Ovos a Dessecação.

CDU 593.14

AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós-graduação *Stricto Sensu* em Ciências Ambientais da Universidade do Estado de Mato Grosso, pela oportunidade de realizar meu mestrado.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de mestrado, que possibilitou a realização deste estudo.

Sou imensamente grata ao Projeto Ecológico de Longa Duração: Dinâmicas Ecológicas e Socioculturais no Rio Paraguai – Pantanal (PELD-DARP) por proporcionar um ambiente de pesquisa tão rico e desafiador.

Ao Laboratório de Ictiologia do Pantanal Norte (LIPAN), agradeço o uso de equipamentos e espaço, que foram essenciais para a realização deste estudo.

Ao Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (NUPELIA) da Universidade Estadual de Maringá, sou grata pelo aceite de estágio e pela imensa colaboração de seus integrantes, que contribuíram significativamente para o sucesso deste trabalho.

Gostaria de expressar minha profunda gratidão ao Prof. Dr. Wilkinson Lopes Lázaro, pela sua orientação, paciência e dedicação durante todo o processo de realização deste estudo. Sua confiança e crença em meu trabalho tornaram possível esta valiosa experiência.

Também quero agradecer à Prof^a Dr^a Claudia Costa Bonecker, minha coorientadora, pelo carinho e atenção ao qual me recebeu no Nupelia, e por todas as oportunidades que possibilitou a surgirem.

Aos amigos e companheiros que fizeram parte dessa jornada, Amanda Jéssica, Michele, Carolina, Andressa, Tiago, Acisa, Josiane, e muitos outros, que me deram apoio e carinho durante todo esse tempo, pelas conversas, risadas, agradeço imensamente.

Por fim, ao meu esposo, Jhonnes, que sempre esteve comigo, me apoiando e incentivando, nunca deixando de acreditar no meu potencial, sou profundamente grata. Sem ele, esta jornada teria sido muito mais difícil.

Sumário

ÍNDICE DE TABELAS.....	8
ÍNDICE DE FIGURAS.....	9
RESUMO.....	11
ABSTRACT	12
INTRODUÇÃO GERAL.....	13
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	15
As cheias e sua regulação da diversidade funcional zooplânctônica: Estudo de longa duração em uma área “core” do Pantanal Brasileiro	18
Resumo	19
Abstract	20
Introdução.....	21
Materiais e métodos.....	23
Área de estudo	23
Coleta e identificação de zooplâncton	24
Variáveis limnológicas.....	24
Caracterização funcional da comunidade	25
Análise de dados.....	25
Resultados.....	27
Descrição da diversidade taxonômica	27
Traços funcionais	28
Resposta dos traços funcionais de espécies de zooplâncton as variáveis limnológicas	28
Diversidade funcional	30
Discussão	32
Considerações finais.....	35
Referências bibliográficas.....	37
Dessecação prolongada reduz eclosão de ovos dormentes de zooplâncton em uma área úmida do Pantanal.....	42
Abstract	43
Resumo:	44
Introdução.....	45
Materiais e métodos.....	46
Área de estudo.....	46
Procedimento de amostragem de banco de ovos.....	47
Descrição limnológica dos pontos amostrados.....	48
Procedimento de inc	

<i>ubação</i>	48
<i>Análise de dados</i>	50
Resultados.....	51
<i>Tratamentos</i>	51
Discussão	53
Considerações finais.....	54
Referências bibliográficas	56
Considerações finais.....	60
Apêndices	61

ÍNDICE DE TABELAS

As cheias e sua regulação da diversidade funcional zooplanctônica: Estudo de longa duração em uma área “core” do Pantanal Brasileiro.

Tabela 1- Porcentagem de espécies por cada traço funcional. Para o traço tamanho do corpo e tempo de vida é mostrado o valor mínimo, médio e máximo.....28

Dessecação prolongada reduz eclosão de ovos dormentes de zooplâncton em uma área úmida do Pantanal: impactos das mudanças hidrológicas na biodiversidade aquática do Pantanal Norte

Tabela 1-Variáveis limnológicas da água utilizada nos tratamentos. Temperatura °C, pH, Condutividade elétrica μS , OD (Oxigênio dissolvido) 50

Tabela 2- Táxons zooplanctônico eclodidos (X) dos ovos de resistência de sedimentos dessecados por longo tempo (Tratamento 1) e por curto tempo (Tratamento 2).....51

ÍNDICE DE FIGURAS

As cheias e sua regulação da diversidade funcional zooplancônica: Estudo de longa duração em uma área “core” do Pantanal Brasileiro.

Figura 1- Estação Ecológica de Taiamã, Cáceres-Mato Grosso, 2022. Entre os Rios Paraguai e Bracinho está situada a EET, em vermelho está situada os pontos de coleta.....23

Figura 2- Gráficos da análise RLQ. A- Variáveis ambientais (Temp=temperatura, DO= oxigênio dissolvido (%), pH= potencial hidrogeniônico, NTU= turbidez, EC=condutividade elétrica, ORP=potencial de oxido-redução, ClorA= clorofila- α , Amônia, Nitrato, Nitrogênio Total, Fosforo Total) e Traços funcionais (Longevidade, Tamanho corporal; habitat= Litorâneo e Pelágico; Hábito alimentar= Filtrador, Predador, Raptorial, Raspador e Sugador; Capacidade de escape de predador= Baixo e Médio). B- Pontos e períodos hidrológicos, C- Espécies zooplanctônica.....29

Figura 3- Resultados dos testes do Fourth-corner. Associações positivas significativas ($P < 0,05$) são representadas por células vermelhas, e associações negativas significativas correspondem a células azuis. As associações não significativas estão em verde. Linhas pretas separam diferentes variáveis.....30

Figura 4- Box-plot das médias ponderadas da comunidade (CWM) mostrando as variações dos traços funcionais de acordo com a fase do hidroperíodo: (A) Habitat litorâneo; (B) Habitat pelágico; (C) Hábito filtrador; (D) Hábito raspador; (E) Capacidade de escape (Baixo) e (F) Capacidade de escape (Médio).....31

Figura 5- Análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) da composição funcional das espécies nos quatro períodos hidrológicos nos anos de 2018 a 2020. A- NMDS (stress 0.071), contêm unidades que diferem significativamente na riqueza funcional por meio dos traços funcionais dentro do intervalo de confiança de 95%. B- NMDS (stress 0.23), não há diferença significativa na riqueza de espécies.....32

Dessecação prolongada reduz eclosão de ovos dormentes de zooplâncton em uma área úmida do Pantanal

Figura 1- Estação Ecológica de Taiamã, Cáceres-Mato Grosso, 2022. Entre os Rios Paraguai e Bracinho está situada a EET. Os pontos de coleta são Baías 1, 2 e 3 e os pontos RP, RB e CP.....47

Figura 2- Esquema do experimento de eclosão de ovos de resistência. Amostragem de sedimentos realizado com core e armazenado os cinco cm superiores em sacos plásticos em ausência de luz. Tratamento 1: 1- Amostras armazenadas por três meses úmidas e na ausência de luz, a fim de evitar eclosão dos ovos; 2- processo de desidratação do sedimento em estufa a 50°C; 3- armazenamento das amostras desidratadas por cinco meses; 4- reidratação com

água filtrada do rio e incubação em BOD por 30 dias em temperatura constante (25°C) em ciclo de 12/12h. Tratamento 2: 1- Armazenamento das amostras em refrigeração por sete dias; 2- processo de desidratação do sedimento em estufa a 50°C; 3- reidratação com água filtrada do rio e incubada em BOD por 30 dias em temperatura constante (25°C) em ciclo de 12/12h.....49

Figura 3- Abundância de organismos zooplanctônico eclodidos nos tratamentos de dessecação.....52

Figura 4- Curva de rarefação ($\pm$ IC 95%) das comunidades eclodidas dos bancos de ovos dessecados por diferentes tempos.....53

RESUMO

LIMA, Érica Oliveira. **Diversidade taxonômica e funcional de zooplâncton nos ecossistemas do Pantanal: análise ecológica de longa duração e capacidade de resistência de ovos a dessecação**. Cáceres: UNEMAT, 2023. 82p. (Dissertação–Mestrado em Ciências Ambientais)¹.

Entre os ecossistemas que mais favorecem a diversidade biológica, estão as áreas úmidas. Compreender como as comunidades aquáticas, em especial o zooplâncton, se estruturam em diferentes fases do hidroperíodo no Pantanal é essencial para preservar a biodiversidade da região. O objetivo deste estudo foi mensurar a diversidade taxonômica e funcional do zooplâncton, examinar as possíveis relações de regulação das variáveis limnológicas durante as diferentes fases do hidroperíodo e analisar a resposta do banco de ovos durante períodos prolongados de seca. Para atingir esses objetivos, foram analisadas amostras da comunidade ativa de zooplâncton no rio Paraguai, na Estação Ecológica Taiamã, entre 2018 e 2020, durante as quatro fases do hidroperíodo (cheia, vazante, seca e enchente), e do banco de ovos em 2021 e 2022, durante o período de seca. Para estimar a diversidade funcional, foram utilizados os índices riqueza funcional-RaoQ, uniformidade funcional-FEve, divergência funcional-FDiv e composição funcional-CWM. As relações entre traços funcionais e variáveis limnológicas foram testadas com RLQ e Fourth-corner. Para verificar as possíveis diferenças na eclosão dos ovos e riqueza de espécies frente período prolongado de secagem (estresse hídrico), foi realizado um Teste-t para amostras independentes. Foram encontradas 153 espécies na comunidade ativa, a riqueza de espécies variou significativamente entre as fases de cheia e seca ($F=9,97$; $p=0,01$). As espécies de tamanho corporal maior, de habitats litorâneo e pelágico e capacidade de escape de predadores apresentaram correlações significativas com nitrogênio total e clorofila- α . A composição funcional variou ao longo das fases, principalmente na cheia e na seca. A RaoQ apresentou o mesmo padrão nas cheias de 2018 e 2019, alterando-se na cheia de 2020. Todas as fases do hidroperíodo mostraram que a comunidade tem alta FDiv, com maiores valores na cheia, e FEve média de 0,5 com maior e menor equitabilidade na seca e cheia de 2020. Os ovos dormentes são cruciais para a recolonização após perturbações, mas o tempo de dessecação pode afetar negativamente sua viabilidade, apresentando diferença significativa na riqueza de espécies ($p=4.714e-06$) e no número de ovos eclodidos ($p=0.03$) ao passar pelo estresse hídrico. A diversidade funcional do zooplâncton, bem como banco de ovos dormentes são importantes integrantes do funcionamento dos ecossistemas aquáticos, desempenhando papéis-chave na ciclagem de nutrientes, transferência de energia e recuperação após perturbações.

Palavras-chave: classificação funcional, banco de ovos, fases do hidroperíodo, variáveis limnológicas, plâncton.

¹ Comitê de orientação: Wilkinson Lopes Lázaro, UNEMAT, Claudia Costa Bonecker, UEM.

ABSTRACT

LIMA, Érica Oliveira. **Taxonomic and functional diversity of zooplankton in Pantanal ecosystems: long-term ecological analysis and resistance capacity of eggs to desiccation.** Cáceres: UNEMAT, 2023. 82p. (Master's Thesis in Environmental Sciences)².

Among the ecosystems that promote the highest biological diversity are wetlands. Understanding how aquatic communities, especially zooplankton, are structured during different phases of the hydroperiod in the Pantanal is essential for preserving the region's biodiversity. The objective of this study was to assess the taxonomic and functional diversity of zooplankton, examine possible relationships regulating limnological variables during different phases of the hydroperiod, and analyze the response of the egg bank during prolonged drought periods. To achieve these objectives, samples of the active zooplankton community in the Paraguay River, at the Taiaimã Ecological Station, were analyzed between 2018 and 2020, during the four phases of the hydroperiod (flood, ebb, dry, and rising), as well as the egg bank in 2021 and 2022 during the dry period. Functional diversity was estimated using the functional richness index (RaoQ), functional evenness (FEve), functional divergence (FDiv), and functional composition (CWM). Relationships between functional traits and limnological variables were tested using RLQ and Fourth-corner analysis. To assess potential differences in egg hatching and species richness under prolonged drying periods (hydrological stress), an independent samples t-test was performed. A total of 153 species were found in the active community, with species richness varying significantly between the flood and dry phases ($F=9.97$, $p=0.01$). Larger-bodied species, with littoral and pelagic habitats and predator avoidance abilities, showed significant correlations with total nitrogen and chlorophyll-a. Functional composition varied throughout the phases, particularly during the flood and dry periods. RaoQ exhibited the same pattern during the floods of 2018 and 2019 but changed in the flood of 2020. All hydroperiod phases showed high FDiv in the community, with higher values during the flood phase, and an average FEve of 0.5 with higher and lower equitability during the dry and flood phases of 2020. Dormant eggs are crucial for recolonization after disturbances, but desiccation time can negatively affect their viability, leading to significant differences in species richness ($p=4.714e-06$) and the number of hatched eggs ($p=0.03$) under hydrological stress. The functional diversity of zooplankton, as well as the dormant egg bank, are important components of aquatic ecosystem functioning, playing key roles in nutrient cycling, energy transfer, and recovery after disturbances.

Keywords: functional classification, egg bank, hydroperiod phases, limnological variables, plankton.

² Advisory Committee: Wilkinson Lopes Lázaro, UNEMAT, Claudia Costa Bonecker, UEM.

INTRODUÇÃO GERAL

Espécies e ecossistemas de água doce desempenham um papel importante na biodiversidade global, fornecendo uma variedade de serviços essenciais para a sobrevivência humana (Darwall et al. 2018). O zooplâncton é um grupo de organismos que exerce um papel vital nestes ecossistemas, sendo indispensável para a produtividade, fluxo e transferência de energia, nos mecanismos de integração e na composição e estrutura da cadeia trófica. Além disso, ele é responsável por fornecer alimento para outros organismos e influenciar a qualidade da água (Allan 1976; Andersson et al. 1988; Lansac-Tôha et al. 2002; Dias et al. 2017; Bonecker et al. 2020). Contudo, as mudanças climáticas representam potencialmente uma das ameaças mais difundidas a biodiversidade (Tedesco et al. 2013; Reyer et al. 2017; IPCC 2021).

O aumento na temperatura, reduções na quantidade de chuvas e períodos hidrológicos imprevisíveis podem causar alterações nas variáveis limnológicas, na intensidade, regularidade e frequência dos períodos de inundação e de secas, afetando diretamente a estrutura da comunidade de zooplâncton (Simões et al. 2013; Bozelli et al. 2015; Reyer et al. 2017). Além disso, as mudanças hidrológicas também podem afetar a viabilidade dos ovos dormentes de zooplâncton, que são essenciais para a recolonização de ambientes aquáticos continentais (Rogalski 2015; Brendonck et al. 2017).

Estudos realizados em áreas úmidas do Baixo Delta do rio Paraná, mostrou que a seca extrema e prolongada reduziu a diversidade beta regional, a biomassa individual para rotíferos e cladóceros e ainda redução da diversidade funcional desses organismos (Gutierrez et al. 2022). Períodos de secas prolongadas, favorecem o aumento na concentração e similaridade de espécies, resultando em uma alta abundância de poucas espécies (Braghin et al. 2021). Isso pode intensificar a competição e, por consequência, simplificar a comunidade por exclusão competitiva, podendo afetar a diversidade funcional dessas populações, levando a uma perda de funções do ecossistema, em decorrência de espécies com funções semelhantes (Bozelli et al. 2015; Bertoincin et al. 2019, Braghin et al. 2021).

O zooplâncton possui estratégias para superar perturbações de seu habitat, como secas extremas, por meio da produção de ovos de resistência ou estágios dormentes (Golec-Fialek et al. 2021). Estes ovos são depositados no sedimento e formam bancos de espécies dormentes (García-Roger et al. 2006). Esses bancos de

ovos permitem que as populações sejam capazes de se dispersar no tempo e no espaço, além de dispersar, garantem o reaparecimento das espécies do local, assegurando sua sobrevivência durante períodos de seca ou outras condições de perturbação ambiental (Ning, Nielsen 2011; Nielsen et al. 2015). Embora os períodos de seca não sejam considerados catastróficos para a microfauna (Nielsen et al. 2013), a exposição desses ovos a altas temperaturas durante a retração das águas pode levar à perda de viabilidade e redução na capacidade de emergir no futuro (Ooi et al. 2009; Aldous et al. 2011; Nielsen et al. 2015).

Nos últimos anos, o Pantanal Norte tem enfrentado períodos de estiagem e secas extremas, resultando na diminuição da profundidade do rio Paraguai e na extensão da massa d'água. Essas mudanças no funcionamento hidroclimático da região, além de aumentarem o risco de incêndios, afetam negativamente a biodiversidade e o ser humano (Lázaro et al. 2020; Marengo et al. 2016, 2021). O Pantanal é responsável por diversos recursos naturais para as economias locais, regionais e globais, sendo indispensável medidas de proteção para sua biodiversidade e preservação de seus ecossistemas (Padovani 2017).

Tendo isso em conta, é essencial identificar e abordar as principais lacunas de conhecimento, especialmente em relação à distribuição e status da biodiversidade em águas continentais (Darwall et al. 2018). Nesse contexto, este estudo é parte do Projeto Ecológico de Longa Duração: Dinâmicas Ecológicas e Socioculturais no Rio Paraguai – Pantanal (PELD-DARP), que tem como objetivo monitorar o pulso de inundação e a biodiversidade associada, a fim de compreender padrões e processos em situações de variabilidade climática, com tendências de seca e queimadas severas. Este projeto está alinhado com os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável 2030 (ODS), especificamente com o objetivo 13 (ação contra a mudança global do clima), por meio do estudo dos efeitos das mudanças climáticas sobre a biota, e o objetivo 15 (vida terrestre), que busca garantir a conservação, recuperação e uso sustentável de ecossistemas terrestres e de água doce interiores e seus serviços, especialmente zonas úmidas (ONU 2021).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aldous, A., Fitzsimons, J., Richter, B., & Bach, L. (2011). Droughts, floods and freshwater ecosystems: Evaluating climate change impacts and developing adaptation strategies. *Marine and Freshwater Research*, 62(3), 223–231. <https://doi.org/10.1071/MF09285>
- Allan, D. J. (1976). Life History Patterns in Zooplankton. *The American Naturalist*, 110, 165–180.
- Andersson, G., Granéli, W., & Stenson, J. (1988). The influence of animals on phosphorus cycling in lake ecosystems.
- Bertoncin, A. P. dos S., Pinha, G. D., Baumgartner, M. T., & Mormul, R. P. (2019). Extreme drought events can promote homogenization of benthic macroinvertebrate assemblages in a floodplain pond in Brazil. *Hydrobiologia*, 826(1), 379–393. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3756-z>
- Bonecker, C. C., Diniz, L. P., Braghin, L. de S. M., Mantovano, T., da Silva, J. V. F., Bomfim, F. de F., Moi, D. A., Deosti, S., dos Santos, G. N. T., das Candeias, D. A., Mota, A. J. de M. M., Velho, L. F. M., & Lansac-Tôha, F. A. (2020). Synergistic effects of natural and anthropogenic impacts on zooplankton diversity in a subtropical floodplain: A long-term study. *Oecologia Australis*, 24(2), 524–537. <https://doi.org/10.4257/oeco.2020.2402.20>
- Bozelli, R. L., Thomaz, S. M., Padial, A. A., Lopes, P. M., & Bini, L. M. (2015). Floods decrease zooplankton beta diversity and environmental heterogeneity in an Amazonian floodplain system. *Hydrobiologia*, 753(1), 233–241. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2209-1>
- Braghin, L. de S. M., Dias, J. D., Simões, N. R., & Bonecker, C. C. (2021). Food availability, depth, and turbidity drive zooplankton functional diversity over time in a Neotropical floodplain. *Aquatic Sciences*, 83(1). <https://doi.org/10.1007/s00027-020-00763-7>
- Brendonck, L., Pinceel, T., & Ortells, R. (2017). Dormancy and dispersal as mediators of zooplankton population and community dynamics along a hydrological disturbance gradient in inland temporary pools. *Em Hydrobiologia* (Vol. 796, Número 1, p. 201–222). Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-3006-1>
- Darwall, W., Bremerich, V., De Wever, A., Dell, A. I., Freyhof, J., Gessner, M. O., Grossart, H. P., Harrison, I., Irvine, K., Jähnig, S. C., Jeschke, J. M., Lee, J. J., Lu, C., Lewandowska, A. M., Monaghan, M. T., Nejstgaard, J. C., Patricio, H., Schmidt-Kloiber, A., Stuart, S. N., ... Weyl, O. (2018). The Alliance for Freshwater Life: A global call to unite efforts for freshwater biodiversity science and conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 28(4), 1015–1022. <https://doi.org/10.1002/aqc.2958>
- Dias, J. D., Miracle, M. R., & Bonecker, C. C. (2017). Do water levels control zooplankton secondary production in Neotropical floodplain lakes? *Fundamental and Applied Limnology*, 190(1), 49–62. <https://doi.org/10.1127/fal/2017/0869>
- García-Roger, E. M., Carmona, M. J., & Serra, M. (2006). Patterns in rotifer diapausing egg banks: Density and viability. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 336(2), 198–210. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2006.05.009>

Golec-Fialek, C., Lansac-Tôha, F. M., Bonecker, C.C. (2021). Response of the zooplankton community to extreme hydrological variations in a temporary lake in a neotropical floodplain system. *Limnologica*, Volume 86. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2020.125834>.

Gutierrez, M. F., Epele, L. B., Mayora, G., Aquino, D., Mora, C., Quintana, R., & Mesa, L. (2022). Hydro-climatic changes promote shifts in zooplankton composition and diversity in wetlands of the Lower Paraná River Delta. *Hydrobiologia*, 849(16), 3463–3480. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04955-0>

IPCC, 2021: Mudança Climática 2021: A Base da Ciência Física. Contribuição do Grupo de Trabalho I para o Sexto Relatório de Avaliação do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, SL Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, MI Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, JBR Matthews, TK Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu e B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido e Nova York, NY, EUA, no prelo, doi: 10.1017/9781009157896

Lansac-Tôha, F. A. ; Bonecker, C. C. ; Velho, L. F. M. , Takahashi, E. M. ;, & Nagai, M. Y. (2002). Composição, Riqueza e Abundância do Zooplâncton na Planície de Inundação do Alto Rio Paraná.

Lázaro, W. L., Oliveira-Júnior, E. S., da Silva, C. J., Castrillon, S. K. I., & Muniz, C. C. (2020). Climate change reflected in one of the largest wetlands in the world: An overview of the Northern Pantanal water regime. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 32, 1–8. <https://doi.org/10.1590/s2179-975x7619>

Marengo, J. A., Alves, L. M., & Torres, R. R. (2016). Regional climate change scenarios in the Brazilian Pantanal watershed. *Em Climate Research* (Vol. 68, Números 2–3, p. 201–213). Inter-Research. <https://doi.org/10.3354/cr01324>

Marengo, J. A., Cunha, A. P., Cuartas, L. A., Deusdará Leal, K. R., Broedel, E., Seluchi, M. E., Michelin, C. M., De Praga Baião, C. F., Chuchón Ângulo, E., Almeida, E. K., Kazmierczak, M. L., Mateus, N. P. A., Silva, R. C., & Bender, F. (2021). Extreme Drought in the Brazilian Pantanal in 2019–2020: Characterization, Causes, and Impacts. *Frontiers in Water*, 3. <https://doi.org/10.3389/frwa.2021.639204>

Nielsen, D. L., Jasper, E. W., Ning, N., & Lawler, S. (2015). High sediment temperatures influence the emergence of dormant aquatic biota. *Marine and Freshwater Research*, 66(12), 1138–1146. <https://doi.org/10.1071/MF14272>

Nielsen, D. L., Podnar, K., Watts, R. J., & Wilson, A. L. (2013). Empirical evidence linking increased hydrologic stability with decreased biotic diversity within wetlands. *Hydrobiologia*, 708(1), 81–96. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0989-5>

Ning, N. S. P., & Nielsen, D. L. (2011). Community structure and composition of microfaunal egg bank assemblages in riverine and floodplain sediments. *Hydrobiologia*, 661(1), 211–221. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0525-z>

Ooi, M. K. J., Auld, T. D., & Denham, A. J. (2009). Climate change and bet-hedging: Interactions between increased soil temperatures and seed bank persistence. *Global Change Biology*, 15(10), 2375–2386. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01887.x>

Organização das Nações Unidas (ONU). Objetivos do desenvolvimento sustentável. Disponível em: <https://brasil.un.org/pt-br/sdgs>. Acesso em: 18 de julho de 2021.

Padovani, C. R. (2017). Conversão da vegetação natural do Pantanal para uso antrópico de 1976 até 2017 e projeção para 2050. Embrapa, 1–6.

Reyer, C. P. O., Adams, S., Albrecht, T., Baarsch, F., Boit, A., Canales Trujillo, N., Cartsburg, M., Coumou, D., Eden, A., Fernandes, E., Langerwisch, F., Marcus, R., Mengel, M., Mira-Salama, D., Perette, M., Pereznieta, P., Rammig, A., Reinhardt, J., Robinson, A., ... Thonicke, K. (2017). Climate change impacts in Latin America and the Caribbean and their implications for development. *Regional Environmental Change*, 17(6), 1601–1621. <https://doi.org/10.1007/s10113-015-0854-6>

Rogalski, M. A. (2015). Tainted resurrection: metal pollution is linked with reduced hatching and high juvenile mortality in *Daphnia* egg banks. Em *Source: Ecology* (Vol. 96, Número 5).

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>

Tedesco, P. A., Oberdorff, T., Cornu, J. F., Beauchard, O., Brosse, S., Dürr, H. H., Grenouillet, G., Leprieur, F., Tisseuil, C., Zaiss, R., & Hugueny, B. (2013). A scenario for impacts of water availability loss due to climate change on riverine fish extinction rates. *Journal of Applied Ecology*, 50(5), 1105–1115. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12125>

As cheias e sua regulação da diversidade funcional zooplancônica: Estudo de longa duração em uma área “core” do Pantanal Brasileiro

[Elaborado de acordo com as normas da revista [Inland Waters](#)]

Érica Oliveira de Lima ^{a*}, Claudia Costa Bonecker ^b, Carolina Joana da Silva^a e Wilkinson Lopes Lázaro^a

^a*Universidade do Estado de Mato Grosso*; ^b*Universidade Estadual de Maringá*

wilkinsonlopes@gmail.com; carolina.silva@unemat.br; claudiabonecker@gmail.com;

*erica.l@unemat.br

As cheias e sua regulação da diversidade zooplanctônica: Estudo de longa duração em uma área “core” do Pantanal Brasileiro

Resumo

A diversidade funcional do zooplâncton é um componente chave na interpretação das relações entre espécies e processos ecológicos. Avaliamos a influência das fases do hidroperíodo nas tendências temporais da diversidade taxonômica e funcional do zooplâncton, estimando a riqueza taxonômica e riqueza funcional—RaoQ, equitabilidade funcional—FEve, divergência funcional—FDiv, composição funcional—CWM durante três anos (2018 a 2020) em habitats do rio Paraguai na Estação Ecológica de Taimã e suas relações com variáveis limnológicas. A hipótese é que as fases do hidroperíodo determinam diferenças na diversidade taxonômica e funcional do zooplâncton. Identificamos 153 espécies de zooplâncton, com maior riqueza nas famílias dos rotíferos Lecanidae, Brachionidae e Trichocercidae, e na família dos cladóceros Chydoridae, Daphnidae e Macrothricidae. A composição de espécies diferiu significativamente entre cheia e seca. As variáveis clorofila- α e nitrogênio e fósforo total apresentaram relações significativas positivas com as espécies de tamanho corporal maiores, hábitat pelágico, filtradores e capacidade de escape de predador médio, e negativas para espécies litorâneas e de baixa capacidade de escape. A CWM apresentou diferenças nos traços entre as fases do hidroperíodo. A RaoQ manteve o padrão da distribuição nas cheias de 2018 e 2019, alterando na cheia de 2020. As fases do hidroperíodo tiveram alta FDiv, que pode indicar que espécies que compõem a comunidade têm funções ecológicas bem definidas, FEve teve valor intermediário (0,5), sugerindo equilíbrio potencial na distribuição de funções ecológicas. Esses resultados demonstraram que os processos hidrológicos podem estar relacionados com a distribuição das comunidades zooplanctônica no ecossistema.

Palavras-Chave: Áreas úmidas, classificação taxonômica e funcional, variáveis limnológicas, plâncton

Floods and their regulation of zooplankton functional diversity: A long-term study in a core area of the Brazilian Pantanal."

Abstract

The functional diversity of zooplankton is a key component in interpreting the relationships between species and ecological processes. We evaluated the influence of hydroperiod phases on the temporal trends of taxonomic and functional diversity of zooplankton, estimating functional richness—RaoQ, functional evenness—FEve, functional divergence—FDiv, and functional composition—CWM during three years (2018 to 2020) in habitats of the Paraguay River at Taimã Ecological Station and their relationships with limnological variables. Our hypothesis is that hydroperiod phases determine differences in the taxonomic and functional diversity of zooplankton. We identified 153 species of zooplankton, with higher richness in the families Lecanidae, Brachionidae, and Trichocercidae of rotifers and Chydoridae, Daphnidae, and Macrothricidae of cladocerans. Species differed significantly between flood and dry seasons. The variables chlorophyll- α , total nitrogen and total phosphorus showed significant relationships with species with larger body size, habitat, filter feeders and predator escape capacity. CWM showed differences in traits between hydroperiod phases. RaoQ maintained the distribution pattern in the floods of 2018 and 2019, but changed in the flood of 2020. Hydroperiod phases showed high FDiv, which may indicate that species composing the community have well-defined ecological functions. FEve had an intermediate value (0.5), suggesting a potential balance in the distribution of ecological functions. These results demonstrate that hydrological processes may be related to the distribution of zooplankton communities in the ecosystem.

Keywords: Wetlands, functional classification, limnological variables, plankton

Introdução

A classificação funcional de organismos amplia nossa capacidade de prever como as mudanças ambientais podem afetar a estrutura das comunidades e os serviços ecossistêmicos (Barnett et al. 2007; Mouillot et al. 2013). Visto que, a biodiversidade de organismos desempenha diversas funções no ecossistema, beneficiando de forma direta ou indireta o ser humano (Kraft et al. 2015; Brancalion et al. 2019; Carlucci et al. 2020).

O funcionamento do ecossistema é resultado do produto da interação das espécies com elas mesmas e com os componentes abióticos dos ecossistemas (McGann, Strecker 2022). As espécies são selecionadas por múltiplos filtros biológicos e ambientais, de modo que, os organismos respondem de maneira própria a estes filtros, resultando em comunidades com composição e características variadas (Lavorel; Garnier 2002; Villéger et al. 2008; Simões et al. 2013). Essas características são descritas como traços funcionais e caracterizam as espécies quanto ao seu modo de vida, morfologia, fisiologia e ecologia (Barnett et al. 2007).

O zooplâncton, por possuir ampla diversidade (Lansac-Tôha et al. 2009; Chaparro et al. 2019), pode ser uma ferramenta robusta para a avaliação ambiental, quando utilizamos o conceito de diversidade funcional (Braghin et al. 2018, 2021). Suas características de resposta, como tamanho do corpo, tipo de alimentação, habitat de vida, tempo de vida e capacidade de escape de predador (Allan 1976), fazem desses organismos excelentes modelos para compreensão da dinâmica dos ecossistemas aquáticos (Bonecker et al. 2020).

Um dos ecossistemas aquáticos promissores para estudar a diversidade funcional do zooplâncton e suas relações com as variáveis limnológicas, são as planícies de inundação (Simões et al. 2013; Bomfim et al. 2018; Braghin et al. 2021). No Brasil, o Pantanal é uma das mais importantes planícies de inundação, possuindo uma dinâmica hídrica bem definida, dividida em cheia, vazante, seca e enchente, influenciados pelo pulso de inundação (Junk, Da Silva 1999). É uma área “core” que abriga um alto nível de diversidade biológica, além de sua importância na manutenção dos ecossistemas do Pantanal (Junk et al. 2006).

Os regimes hidrológicos de cheia e seca são distúrbios recorrentes e intermediários (Sparks et al. 1990). No entanto, apesar de manter essa dinâmica, o Pantanal vem perdendo massa de água gradativamente nos últimos dez anos, com

uma perda de 16% e isso se deve ao aumento no número de dias sem precipitação. A falta de chuva leva a uma diminuição da profundidade do rio, afetando toda a planície de inundação, devido à redução de massa d'água (Lázaro et al. 2020), afetando a estrutura das comunidades (Junk et al. 1989; Junk et al. 2014), uma vez que podem causar mudanças nas variáveis limnológicas, na intensidade, regularidade e frequência nos períodos de inundação, impactando diretamente no zooplâncton (Bonecker et al. 2013).

A riqueza de espécies zooplanctônica está associada ao número de dias de cheia ao ano (amplitude de inundação). Essas inundações podem trazer novas espécies de zooplâncton para um ambiente aquático, devido ao intercâmbio de fauna entre os ambientes, aumentando a diversidade da comunidade (Bonecker et al. 2020). Períodos de seca prolongado proporcionam um aumento na concentração e similaridade de espécies, levando uma alta abundância de poucas espécies, acarretando a intensificação da competição e possível simplificação da comunidade por exclusão competitiva (Bozelli et al. 2015). E ainda, longos períodos de seca promovem uma redução de espaço funcional, podendo refletir em uma perda de funções ecossistêmicas e na resiliência do ecossistema, uma vez que, estes períodos favorecem a dominância de espécies mais similares funcionalmente (Braghin et al. 2021).

Desta forma, é ressaltado a importância de compreender como as espécies respondem às mudanças ambientais. O objetivo deste estudo foi mensurar a diversidade taxonômica e a diversidade funcional do zooplâncton, em uma área "core" do Pantanal e analisar as possíveis relações de regulação das variáveis limnológicas em diferentes fases do hidroperíodo. A hipótese testada é que as fases do hidroperíodo determina diminuição ou aumento na diversidade zooplanctônica. Espera-se: ii) observar maior diversidade taxonômica na cheia, devido a expansão de massa de água e aumento de conectividade entre paisagens; iii) menor diversidade taxonômica e maior concentração de poucas espécies na seca, em função de menor disponibilidade de recursos; iv) maior riqueza funcional na cheia, em função de maior riqueza de espécies; v) é esperado que determinadas fases do hidroperíodo, ocorrerá um aumento da abundância de espécies dominantes, levando a uma redução na diversidade funcional do zooplâncton (efeito diluidor) e vi) o aumento dos níveis de nutrientes e da disponibilidade de alimento estarão associados a uma distribuição de traços funcionais específicos no zooplâncton.

Materiais e métodos

Área de estudo

O Pantanal é considerado a maior planície de inundação contínua do planeta, uma das áreas úmidas mais importantes existentes, sendo responsável por diversos serviços ecossistêmicos (Da Silva et al. 2012; Junk et al. 2014). O Bioma conta com seis áreas “core” para a biodiversidade, sendo uma delas a Estação Ecológica de Taiamã. (E.E. Taimã), uma Unidade de Conservação de proteção integral (Brasil 2000), reconhecido como Sítio Ramsar (ICMBio 2018). Essa área é atualmente um sítio PELD, do Projeto Ecológico de Longa Duração: Dinâmicas Ecológicas e Socioculturais no Rio Paraguai – Pantanal (PELD-DARP) (Frota et al. 2017).

A E.E. Taiamã encontra-se na bacia do alto rio Paraguai, abrangendo uma área total de 11.555 hectares, entre os rios Paraguai e Bracinho, tendo como zona de amortecimento área denominada “campo” (Frota et al. 2017). O Rio Bracinho e o Paraguai apresentam fluxo com características de ambientes lóticos, particularmente em períodos de cheias e vazantes, sendo responsável pela drenagem de grande parte da planície de inundação (Andrade et al. 2015). As áreas de Campo apresentam características diferenciadas de acordo com a sazonalidade local (Frota et al. 2017).

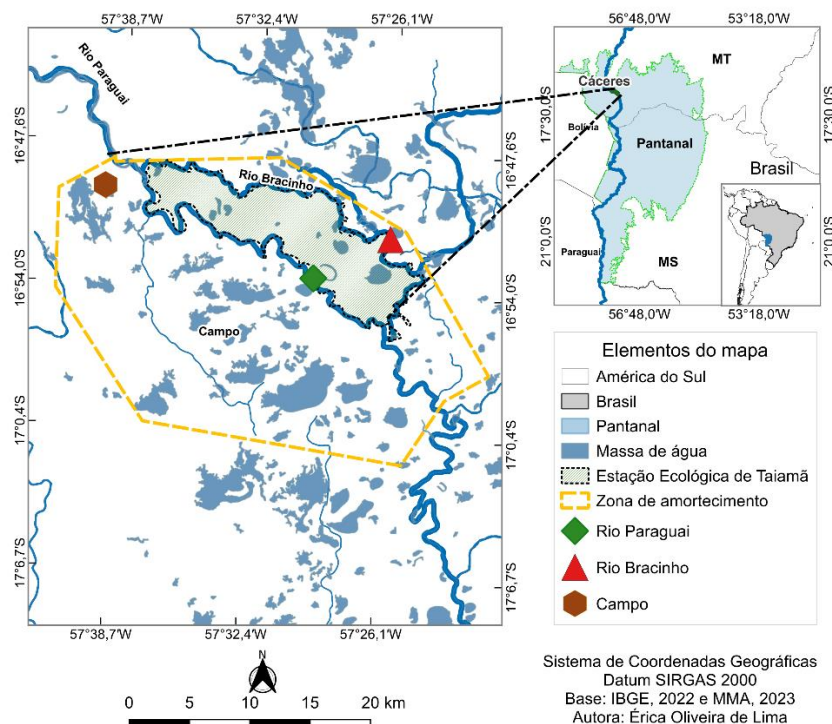


Figura 1- Estação Ecológica de Taiamã, Cáceres-Mato Grosso, 2022. Entre os Rios Paraguai e Bracinho está situada a EET. Os pontos de coleta são RP, RB e CP.

Coleta e identificação de zooplâncton

A amostragem da comunidade zooplanctônica foi realizada nos pontos da E.E. Taimã denominados: Rio Bracinho (RB), Rio Paraguai (RP) e Campo (CP), entre os anos de 2018 e 2020, em quatro fases do ciclo hidrológico regional (cheia, vazante, seca e enchente), sendo uma amostra por ponto, três amostras por fase, totalizando 36 amostras coletadas. As coletas foram realizadas na subsuperfície da água, aproximadamente 30 cm abaixo da interface água/ar na zona central do rio, através de arrastos horizontais com rede de plâncton de abertura de malha de 68 μm . O arrasto ocorreu com auxílio de barco a motor a uma velocidade constante (3.4 km/h) por 100 metros (Cunha et al. 2006). Foram filtrados 500 litros de água por amostra, e concentrados em 150 ml, fixado e preservado com solução formaldeído 4% até o momento das análises.

A identificação das espécies ocorreu com auxílio de microscópio óptico e câmara de Sedgewick-Rafter, baseada em bibliografias especializadas (Koste 1978; Elmoor-Loureiro 1997; Gazulha 2012). Para este estudo, foram identificados dois grupos mais abundantes do zooplâncton, de Rotíferos e Cladóceros. A riqueza e abundância de espécies foi estimada seguindo metodologia detalhada em Lansac-Tôha et al. 2009, com adaptações, sendo analisado 30 ml de amostra (20% da amostragem total) ou até atingir o mínimo de 150 indivíduos adultos. As amostras com poucos indivíduos foram contabilizadas na íntegra. Os resultados foram expressos em termos de número de indivíduos/ m^3 . A riqueza de espécies foi considerada o número de espécies por unidade amostral.

Variáveis limnológicas

As variáveis limnológicas oxigênio dissolvido (mg/l), condutividade elétrica (mS/cm), pH, temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) e turbidez da água (NTU) foram amostradas concomitantemente a amostragem da comunidade, por potenciometria, com o uso de sonda multiparâmetro Horiba U-52. Amostras de água para determinação de nutrientes (nitrogênio, amônia e fósforo) foram tomadas em subsuperfície e analisadas em laboratório usando um fotômetro multiparâmetros Hannah modelo HI83399. Para determinação da clorofila- α foi seguida a Norma Técnica L5.306 (CETESB 2014). Todos os valores das variáveis limnológicas estão disponíveis no Apêndice- A Material suplementar: Tabela 1- Variáveis limnológicas.

Caracterização funcional da comunidade

A classificação das espécies quanto aos traços funcionais foi feita de acordo com dados disponíveis em literatura especializada (Apêndice A - Material suplementar: Tabela 2- Diversidade taxonômica e funcional para Zooplâncton). Para medir a estrutura funcional da comunidade zooplanctônica, consideramos traços funcionais que reflitam o uso de recursos e o papel funcional da comunidade em ecossistemas naturais (Luck et al. 2013; Wilman et al. 2014) sendo: comprimento médio do corpo, tempo médio de vida, estratégia de alimentação (filtrador, predador, raptorial, sugador e raspador), defesa de predador (baixa capacidade de escape e escape intermediário), tipo de habitat (litorâneo ou pelágico).

Análise de dados

Todas as análises foram realizadas em ambiente estatístico R 4.2.2 (R Development Core Team, 2022). A fim de averiguar a eficiência do esforço amostral, foram realizadas curvas de acumulação de espécie (SAC), utilizando a função “*specaccum*” no pacote *vegan*, que encontra curvas de acumulação de espécies ou o número de espécies para os locais ou indivíduos amostrados, utilizando o método “*random*”. Este método clássico, encontra a SAC a média e seu desvio padrão a partir de permutações aleatórias dos dados ou sub amostragem sem reposição (Gotelli, Colwell 2001). Foi aplicado o teste de Tukey para verificar diferenças significativas na composição de espécies entre as fases do hidroperíodo.

Para determinar e explicar as possíveis mudanças na diversidade funcional influenciadas pelas variáveis limnológicas, realizamos uma análise RLQ, usando dados de abundâncias de espécies (Dray et al. 2014). A análise RLQ relaciona uma matriz espécie x características (Q= espécies nas linhas e traços nas colunas) a uma matriz de variáveis ambientais para cada sítio (R=sítios nas linhas e nas colunas são descritores ambientais), usando uma matriz espécie x abundância (L=sites são linhas e colunas são abundâncias de espécies) como elo, a partir de uma análise de correspondência (*dudi.coa*) aplicada à tabela de espécies. Para dados de características ambientais, aplicamos uma análise de componentes principais (*dudi.pca*) e para matriz de características (*dudi.hillsmith*), quando se tem dados categóricos e numéricos. A RLQ calcula uma nova matriz (M), que é uma matriz variáveis ambientais x características. Após análise da RLQ, convencionamos o uso

de teste multivariado de permutação do método do Fourth-corner (erro tipo I fixado em 0,05, ajustando o nível de significância) para avaliar as relações entre as matrizes R, L e Q (Dray et al. 2014). Os resultados do modelo 2 (permutação de sites, ou seja, linhas) e 4 (permutação de espécies, ou seja, colunas) foram combinados definindo o argumento *modeltype* como 6. Por padrão, o *nrepet* argumento da função Fourth-corner foi definido como 999. Esquemas simplificados do processo do RLQ e Fourth-corner encontra-se no Apêndice A - Material Suplementar: Figura 1.

Para entender como diversidade funcional (FD) de zooplâncton pode ser influenciado pelas fases do hidropêriodo e variações limnológicas, foram estimados índices que consideram a distribuição dos traços funcionais das espécies em uma comunidade em espaços multivariados (Villéger et al. 2008): entropia quadrática de Rao (RaoQ), usada para medir a riqueza funcional, representa o espaço funcional preenchido pela comunidade. O RaoQ é indicado em caso de alta diversidade alfa e se a filtragem de habitat for fraca (Botta-Dukát; Czúcz, 2016); equitabilidade funcional (FEve), que descreve a regularidade da distribuição da abundância no espaço funcional, onde valores próximos a zero indicam distâncias funcionais muito irregulares entre as espécies e valores próximos a 1 indicam alta uniformidade na distribuição de abundância entre as combinações funcionais disponíveis, ou seja, alta equitabilidade funcional, nenhum tipo de combinação domina; e divergência funcional (FDiv), que define a que distância as abundâncias das espécies estão do centro do espaço funcional (Mason et al. 2005). Os valores de FDiv aumentam se as espécies mais abundantes têm valores extremos de características funcionais. Alta divergência funcional indica baixa sobreposição de nicho e baixa competição entre as espécies (Mouchet et al. 2010). A multicolinearidade das variáveis limnológicas foi testada com a função *vif* do pacote “MODeva” no Software R.

Além disso, calculamos as médias ponderadas da comunidade (CWM) para cada traço funcional das espécies. CWM representa a composição funcional na distribuição das características funcionais das espécies e constitui os valores médios das características ponderadas no nível da comunidade, onde as espécies mais abundantes têm maior peso na determinação do CWM (Lavorel et al. 2008) e permite avaliar a associação entre a dominância da característica e gradientes ambientais para um conjunto de comunidades (Duarte et al. 2018). Os valores de RaoQ, FEve, FDiv, e CWM foram calculados usando a função *dbFD* no pacote FD (Laliberté et al. 2015). Esquemas simplificados dos processos de cálculo dos índices encontra-se no

Apêndice A - Material Suplementar: Figura 2. A dispersão dos valores de CWM a partir dos traços funcionais e comunidades foi analisada por meio do Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS), utilizando as fases do hidroperíodo como fator de agrupamento. Para avaliar diferenças significativas dos traços funcionais entre as diferentes fases do hidroperíodo, utilizou-se o pacote ggplot2 para gerar gráficos de formato box plot, permitindo a visualização das distribuições dos traços funcionais em cada fase do hidroperíodo, em seguida realizou-se uma Análise de Variância (ANOVA) para investigar se essas diferenças entre as fases do hidroperíodo eram estatisticamente significativas.

Resultados

Descrição da diversidade taxonômica

No total, foram encontradas 153 espécies zooplânctônica, distribuídas em 27 famílias e 64 gêneros. Os rotíferos foram os mais abundantes com 59% dos indivíduos, com uma densidade de aproximadamente 93 mil organismos zooplânctônico para todo período amostrado, e os cladóceros representaram 41% da abundância total, com densidade de aproximadamente 16 mil organismos zooplânctônicos. As famílias Lecanidae, Brachionidae apresentaram maior riqueza de espécies para os rotíferos (21, 19 respectivamente). Para cladóceros, a família com maior riqueza de espécies foi Chydoridae (40 espécies). Por meio da construção da curva de acumulação de espécies podemos identificar que o incremento de espécies reduziu, mas não chegou a uma tendência de estabilização (Apêndice A - Material suplementar: Figura 3). As espécies identificadas, os locais e períodos que foram encontradas estão detalhadas no Apêndice A - Material suplementar: Tabela 2 - Diversidade taxonômica e funcional para Zooplâncton. As espécies *Lecane bulla*, *Lecane curvicornis*, *Testudinella patina* e *Epiphanes clavulata* do grupo dos rotíferos e as espécies de cladóceros *Ceriodaphnia richard*, *Diaphanosoma spnulasum*, *Moina minuta* e *Moinodaphnia macleayi* apresentaram maior abundância de organismos e foram encontrados em todas as fases do hidroperíodo.

Entre as fases do hidroperíodo, os maiores valores de riqueza de espécies foram observados na seca e enchente (99 espécies), seguida de vazante (92 espécies), enquanto, a menor riqueza foi observada na cheia (77 espécies). O teste

de Tukey para as fases de seca e cheia apresentaram diferenças significativas ($F=9.97$; $p=0.01$) entre a riqueza de espécies.

Traços funcionais

Com relação aos traços funcionais do zooplâncton, observou-se que as espécies de rotíferos apresentaram um tamanho menor em comparação com as espécies de cladóceros. O tempo médio de vida dos rotíferos foi mais curto do que o dos cladóceros. Ambos os grupos apresentaram hábito de vida predominantemente litorâneo e alimentação do tipo filtrador, sendo que os rotíferos representaram 48% e os cladóceros 10% do total de filtradores. Entre os cladóceros, a maioria das espécies foi composta por rapadores, correspondendo a 30% do total. Além disso, o zooplâncton apresentou baixa resposta ao escape do predador (Tabela 1).

Tabela 1- Porcentagem de espécies por traço funcional.

Tamanho médio do corpo (μm)	Tempo de vida (dias)	Estratégia de alimentação	Habitat	Fuga de predador
Mínimo: 55	Mínimo: 3.6	Filtrador: 64%	Litorâneo: 67%	Baixo: 91.73%
Médio: 337.25	Médio: 17.01	Predador: 1.65%	Pelágico: 33%	Médio: 8.26%
Máximo: 1900	Máximo: 46.9	Raptorial: 0.82%		
		Raspador: 26.44%		
		Sugador: 7.44%		

Resposta dos traços funcionais de espécies de zooplâncton as variáveis limnológicas

Os primeiros eixos da análise do RLQ foram responsáveis por 99.54% da variação entre variáveis ambientais relacionado aos traços funcionais das espécies de zooplâncton (Apêndice A - Material suplementar: Tabela 3). O primeiro eixo RLQ, teve correlação positiva com nitrogênio total e temperatura e correlação negativa com clorofila- α , nitrato e condutividade elétrica. O segundo eixo teve correlação positiva com potencial de oxirredução e fosforo total, e negativa com turbidez. As correlações entre os traços das espécies e o primeiro eixo do RLQ indicaram que espécies litorâneas e pelágicas tem relação negativa e positiva respectivamente. Para o

segundo eixo, espécies filtradoras tem relação positiva e raspadores e sugadores negativa (Figura 2A). O agrupamento dos pontos, fases do hidroperíodo (Figura 2B), e das espécies (Figura 2C) nas suas localizações na ordenação RLQ refletem suas ocorrências em relação às variáveis limnológicas.

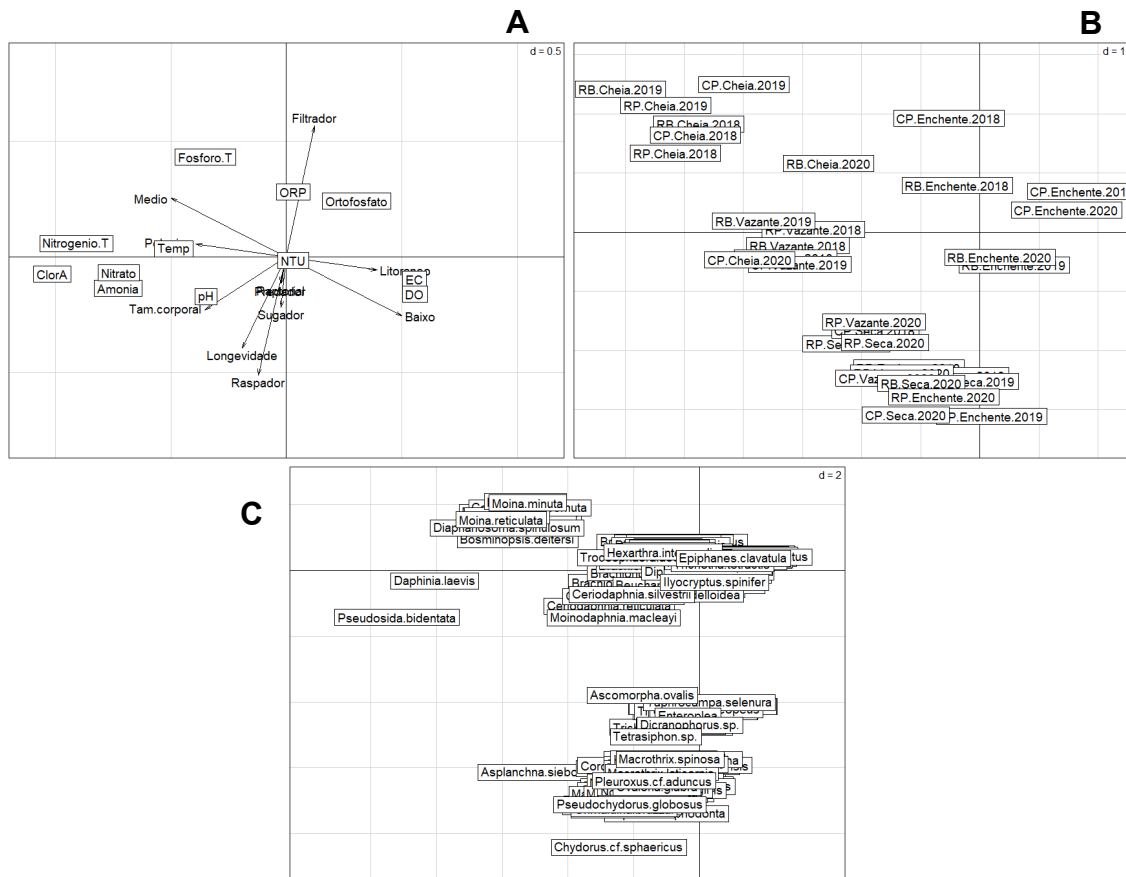


Figura 2- Gráficos da análise RLQ. A- Variáveis ambientais (Temp=temperatura, DO=oxigênio dissolvido (%), pH= potencial hidrogeniônico, NTU= turbidez, EC=condutividade elétrica, ORP=potencial de oxido-redução, ClorA= clorofila- α , Amônia, Nitrato, Nitrogênio Total, Fosforo Total) e Traços funcionais (Longevidade, Tamanho corporal; habitat= Litorâneo e Pelágico; Hábito alimentar= Filtrador, Predador, Raptorial, Raspador e Sugador; Capacidade de escape de predador= Baixo e Médio). B- Pontos e períodos hidrológicos, C- Espécies zooplancônica.

A Fourth-corner permitiu uma análise direta de correlação de cada traço e variável limnológica, evidenciando relação significativa ($p=0.03$). Espécies de hábito litorâneo e reduzida capacidade de escape de predados tem relação negativa com as variáveis nitrogênio total e clorofila- α , enquanto espécies de hábito pelágico, capacidade médio de escape do predador apresentaram relação positiva com essas

variáveis. Espécies com tamanho corporal maior possuem relação positiva com clorofila- α e de hábito filtrador tem correlação positiva com fósforo total (Figura 3). Os demais traços não foram correlacionados significativamente com nenhuma outra variável.

	Temp	pH	ORP	EC	NTU	DO	Amonia	Nitrato	Nitrogenio.T	Ortofosfato	Fosforo.T	ClorA
Tam.corporal												
Longevidade												
Litoraneo												
Pelagico												
Filtrador												
Predador												
Raptorial												
Raspador												
Sugador												
Baixo												
Medio												

Figura 3- Resultados dos testes do Fourth-corner. Associações positivas significativas ($P < 0,05$) são representadas por células vermelhas, e associações negativas significativas correspondem a células azuis. As associações não significativas estão em verde. Linhas pretas separam diferentes variáveis.

Diversidade funcional

Com os valores de CWM não foi possível observar diferenças no tamanho corporal e o tempo de vida entre as fases do hidroperíodo. Já as médias de espécies litorâneas e pelágicas variaram durante a cheia. Os hábitos alimentares predador e raptorial não apresentaram diferenças entre fases hidrológicas, no entanto, espécies filtradores, raspadores e sugadores foram significativamente diferentes entre as fases de estiagem e enchente em relação a cheia e vazante. A capacidade de escape variou somente na cheia (Figura 4).

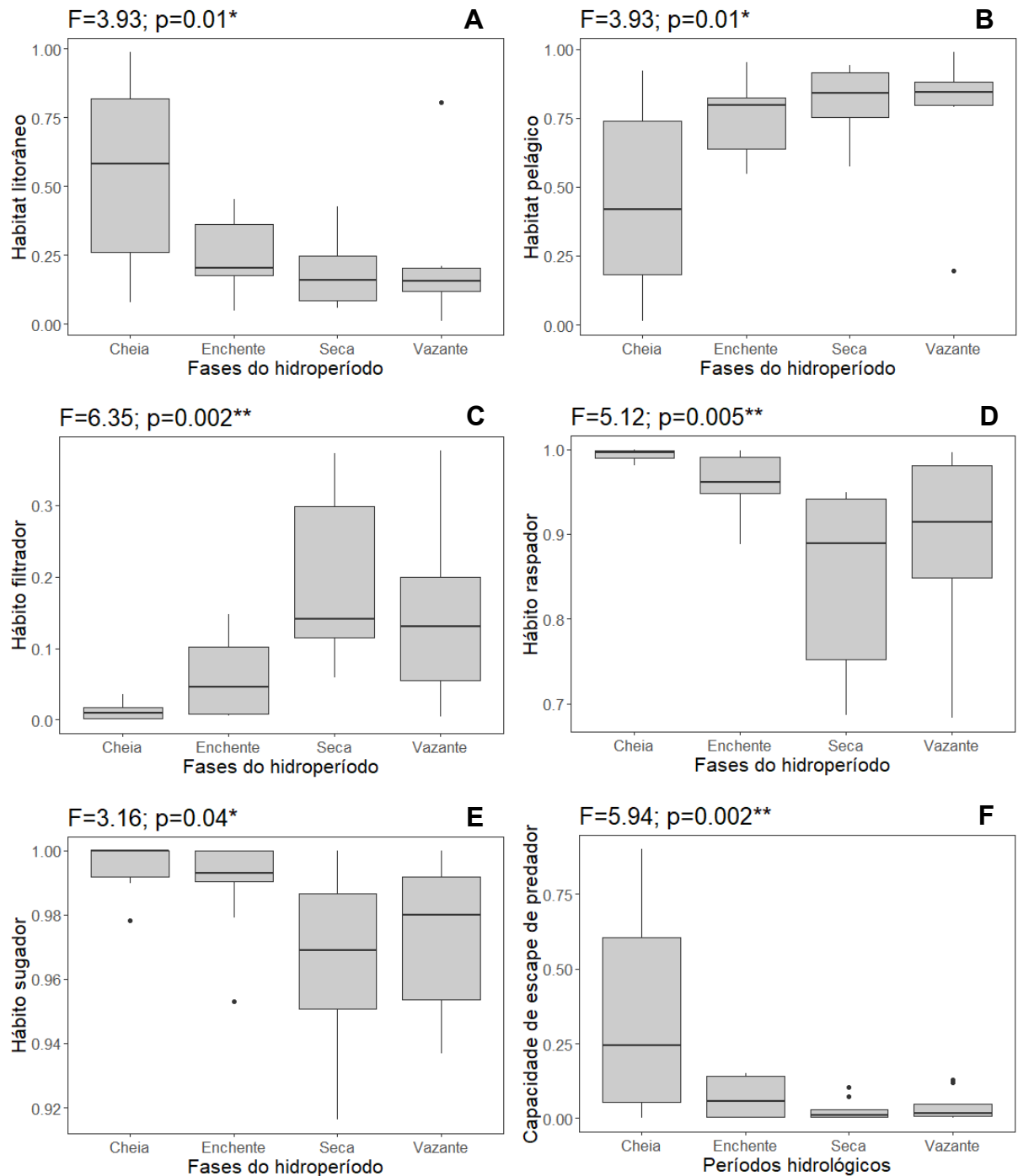


Figura 4- Box-plot das médias ponderadas da comunidade (CWM) mostrando as variações dos traços funcionais de acordo com a fase do hidroperíodo (A) Habitat litorâneo; (B) Habitat pelágico; (C) Hábito filtrador; (D) Hábito raspador; (E) Hábito sugador e (F) Capacidade de escape de predador.

A riqueza funcional (RaoQ) variou com as fases do hidroperíodo sendo que as cheias de 2018 e 2019 apresentaram o mesmo padrão de distribuição desse atributo da comunidade, diferenciando-se das outras fases do hidroperíodo. Na cheia de 2020,

notou-se uma tendência de sobreposição da riqueza funcional com as demais fases (Figura 5A).

Nos três anos amostrados, os períodos de estiagem, enchente e vazante não apresentam diferenças na riqueza funcional, estando sobrepostos (Figura 5A). Para a diversidade taxonômica de espécies, não houve diferença entre as fases do hidroperíodo amostradas em nenhum ano (Figura 5B).

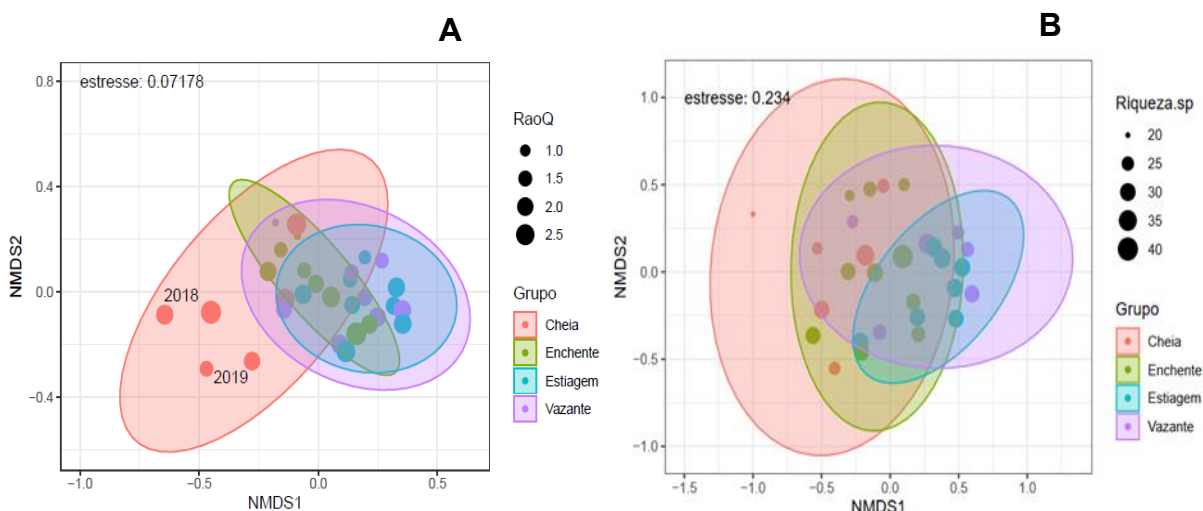


Figura 5- Análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) da composição funcional das espécies nos quatro períodos hidrológicos nos anos de 2018 a 2020. A- NMDS (stress 0.071), contém unidades que diferem significativamente na riqueza funcional por meio dos traços funcionais dentro do intervalo de confiança de 95%. B- NMDS (stress 0.23), não há diferença significativa na riqueza de espécies.

O índice de equabilidade funcional (FEve) apresentou pouca variação entre as fases do hidroperíodo, tendo em média FEve= 0.51 ± 0.08 (média $\pm$ DP), com maior e menor equitabilidade funcional na seca e cheia de 2020 respectivamente. A comunidade zooplânctônica teve alta divergência funcional, em média FDiv= 0.78 ± 0.08 (média $\pm$ DP), com os maiores valores na fase de cheia de 2018 e 2020 e na vazante de 2019 e menor na enchente de 2018, de modo geral as cheias apresentaram maior divergência funcional. Todos os valores dos índices estão disponíveis no Apêndice- A Material suplementar: Tabela 4- Resultados da diversidade funcional.

Discussão

Nossos resultados indicam que as das cheias regulam a estrutura funcional das comunidades de zooplâncton em nossa área de estudo, privilegiando os traços

funcionais tamanho do corpo maiores e hábito pelágico. O hidroperíodo é uma força determinante para essas comunidades decorrente das flutuações no nível da água (Dias et al. 2017), assim como a heterogeneidade ambiental (Eskinazi-Sant'Anna et al. 2020). A presença do pulso de inundação aumenta a conectividade entre os ambientes, favorecendo a troca de espécies e aumentando a diversidade em escalas locais (Simões et al. 2013).

O pulso de inundação garante um trade-off funcional entre as fases de cheia, onde a expansão das águas conecta os mais diversos ambientes, e o período de seca, quando os ambientes estão isolados, contribuindo para a variação espacial e temporal (Neiff 1990; Bozelli et al. 2015). A seca resulta em uma diminuição do volume de água dos ambientes, aumento da disponibilidade de recursos e maior estabilidade, o que favorece a ocorrência e desenvolvimento do zooplâncton. Contudo, longos períodos de seca, podem gerar esgotamento do recurso e uma maior competição entre as espécies, consequentemente, resultando em uma redução de espaço funcional, podendo refletir em uma perda de funções ecossistêmicas e na resiliência do ecossistema (Braghin et al., 2021). Esses longos períodos de seca favorecem a dominância de espécies melhores competidoras e mais similares funcionalmente entre si, que podem contribuir similarmente com as funções ecossistêmicas (intensidade ou tipo de função exercida) (Thomaz et al. 2007; Simões et al. 2013; Gutierrez et al. 2022).

A sobreposição da riqueza funcional (RaoQ), na cheia de 2020, pode ter decorrido em função de um pulso de inundação atípico (menor amplitude) o indica uma situação de estresse para a biodiversidade local (Bozelli et al. 2015). A ausência de um regime dinâmico do pulso de inundação altera a heterogeneidade entre os períodos hidrológicos, contribuindo para a homogeneização biótica, consequentemente impactando nos serviços ecossistêmicos (Braghin et al. 2018; Chaparro et al. 2019). A força motriz de uma planície de inundação pode determinar a distribuição espacial da diversidade das comunidades zooplanctônica através de sua influência primária nos filtros ambientais e sua influência indireta nos padrões de diversidade regionais (Simões et al. 2013). Conservar a dinâmica das inundações é uma importante estratégia de conservação, porque as cheias promovem uma renovação de espécies e de recursos, fundamental na estruturação da comunidade zooplanctônica (Bozelli et al. 2015).

A alta divergência funcional (FDiv) na maioria dos períodos pode indicar que as espécies possuem diferenças funcionais entre elas dentro de cada período (Mouchet et al. 2010). Diferenças funcionais podem indicar que as espécies exploram diferentes nichos ecológicos e possuem diferentes estratégias de sobrevivência, com potencial capacidade das espécies da comunidade de se adaptar às circunstâncias das mudanças das variáveis ambientais no decorrer das fases do hidroperíodo (Krztoń et al. 2019).

A equitabilidade funcional (FEve) é uma medida que indica o quão igualmente os diferentes componentes de uma comunidade desempenham funções ou ocupam nichos ecológicos (Mason et al. 2005). Uma baixa FEve pode significar que algumas espécies estão dominando ou desempenhando funções de maneira desproporcional em relação aos demais (Villéger et al. 2008). Os menores valores de FEve, observados durante o período de cheia, indicam que algumas combinações de atributos funcionais foram mais dominantes do que outras no espaço funcional ocupado pela comunidade. Isso pode estar relacionado com o aumento da concentração de recursos alimentares como algas durante este período (Braghin et al., 2021).

A concentração de recurso alimentar, como algas (expressos em clorofila- α), tem relação direta com o tamanho corporal maiores, habitat e capacidade de escape de predador. Espécies com tamanho corporal maior tem maiores taxas de alimentação, uma vez que podem selecionar alimentos de tamanhos mais variados (Özkan et al. 2014; Segovia et al. 2015). Uma desvantagem em relação ao tamanho corporal, diz respeito a predação, uma vez que organismos que forrageiam de modo visual, tendem a selecionar espécies maiores (Lazzaro 1987; Li, Chen 2020). Sendo que este traço está diretamente relacionado com a capacidade de escape de predadores, ou seja, espécies maiores tendem a ter menor capacidade de escape e menores chances de sobrevivência (Vincent et al. 2020).

A maior abundância de zooplâncton durante as cheias é atribuível a entrada de nutrientes pela entrada de materiais alóctones nos sistemas aquáticos por “runoff” e inundação de áreas antes colonizadas por vegetação terrestre. Estes fatores, associados a maiores influxos de água, desencadeiam um aumento na produção fitoplanctônica (Waya et al. 2017). Nesta fase, também foram mensuradas as maiores concentrações de algas no local de coleta (Loverde, et al, em preparação) e maior ocorrência de organismos filtradores, que consomem ativamente algas (Wallace,

Merritt 1980; Rong et al. 2021). Ainda, espécies de hábito litorâneo, são mais abundantes na cheia, devido ao aumento do nível da água, ocorrendo um processo de dispersão das espécies entre os ambientes (Bozelli et al. 2015; Braghin et al. 2016; Braghin et al. 2021). Quando esses ambientes estão interligados, diferentes nichos ecológicos são incorporados ao habitat e podem favorecer a ocorrência e desenvolvimento dessas espécies em zonas pelágicas (Strom, 1946). A alta concentração de nutrientes na cheia age como um filtro ambiental na classificação de espécies e na estruturação das comunidades. O aumento do nitrogênio total impulsiona a variação da comunidade zooplanctônica, que em baixas concentrações facilita a ocorrência de espécies maiores, em contrapartida, em altas concentrações seleciona espécies menores (Xiong et al. 2019).

Ainda, quanto a composição das comunidades, a maior contribuição de táxons de rotíferos, como em nosso estudo, foi documentada em diversos estudos (Lansac-Tôha et al. 2002; Braghin et al. 2016; Bonecker et al. 2020; Gutierrez et al. 2022), e pode ser explicada pela alta capacidade adaptativa desses organismos as variações bióticas e abióticas dos ecossistemas, sendo que a maioria são considerados cosmopolitas, em função de sua capacidade de dispersão e ampla distribuição geografia (Fontaneto 2019). Os cladóceros, apesar de menor riqueza, são organismos essenciais na relação bioenergética nas cadeias alimentares. Seu tamanho corporal maior, em relação aos rotíferos, influência e é influenciado por fatores locais de interação ecológica, como a competição (Havens et al. 2015).

Considerações finais

Podemos dizer que, das hipóteses lançadas neste trabalho, apenas a (i) se mostrou verdadeira, uma vez que nossos resultados mostram uma relação significativa entre riqueza funcional e variáveis ambientais, além da importância de um pulso de inundação regular sobre a regulação das comunidades zooplanctônica. Sobre as demais, nossos dados indicam uma comunidade menos redundante nas cheias em relação aos períodos de estiagem. Assim, é possível indicar que as cheias agem como filtro ambiental, causando um “reset” momentâneo nas comunidades zooplanctônica.

Estudos em planícies de inundação, como o Pantanal, tem como relevância a incorporação de informações sobre a estrutura ambiental, partindo da base da cadeia trófica e agregando aos grupos superiores que são estudados a mais tempo. Ainda,

nossos resultados apontam a importância da heterogeneidade ambiental decorrente da flutuação no nível da água para a riqueza taxonômica e funcional do zooplâncton, bem como relevância da dinâmica do ciclo hidrológico do Pantanal para a manutenção dos diversos serviços ecológicos que esses ecossistemas fornecem para o ambiente e para a sociedade.

Referências bibliográficas

- Allan DJ. 1976. Life History Patterns in Zooplankton. *The American Naturalist*. 110(971): 165–180. <http://www.jstor.org/stable/2459885>
- Andrade MH da S, Brandimarte AL, Calheiros DF, Tambosi LR. 2015. Spatial and limnological characterization of the Paraguai river floodplain area, Southern Pantanal, with emphasis on the “decoada” phenomenon. *Geografia [Internet]*. [accessed 2023 Apr 3] 40(Número especial):27–38. <https://www.periodicos.rc.biblioteca.unesp.br/index.php/ageteo/article/view/11151/7850>
- Barnett AJ, Finlay K, Beisner BE. 2007. Functional diversity of crustacean zooplankton communities: Towards a trait-based classification. *Freshw Biol*. 52(5):796–813. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01733.x>
- Bomfim FF, Braghin LSM, Bonecker CC, Lansac-Tôha FA. 2018. High food availability linked to dominance of small zooplankton in a subtropical floodplain. *Int Rev Hydrobiol*. 103(1–2):26–34. <https://doi.org/10.1002/iroh.201701923>
- Bonecker CC, Diniz LP, Braghin L de SM, Mantovano T, da Silva JVF, Bomfim F de F, Moi DA, Deosti S, dos Santos GNT, das Candeias DA, et al. 2020. Synergistic effects of natural and anthropogenic impacts on zooplankton diversity in a subtropical floodplain: A long-term study. *Oecologia Australis*. 24(2):524–537. <https://doi.org/10.4257/oeco.2020.2402.20>
- Bonecker CC, Simões NR, Minte-Vera CV, Lansac-Tôha FA, Velho LFM, Agostinho ÂA. 2013. Temporal changes in zooplankton species diversity in response to environmental changes in an alluvial valley. *Limnologia*. 43(2):114–121. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2012.07.007>
- Botta-Dukát Z, Czúcz B. 2016. Testing the ability of functional diversity indices to detect trait convergence and divergence using individual-based simulation. *Methods Ecol Evol*. 7(1):114–126. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12450>
- Bozelli RL, Thomaz SM, Padial AA, Lopes PM, Bini LM. 2015. Floods decrease zooplankton beta diversity and environmental heterogeneity in an Amazonian floodplain system. *Hydrobiologia*. 753(1):233–241. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2209-1>
- Braghin L de SM, Almeida B de A, Amaral DC, Canella TF, Gimenez BCG, Bonecker CC. 2018. Effects of dams decrease zooplankton functional β -diversity in river-associated lakes. *Freshw Biol*. 63(7):721–730. <https://doi.org/10.1111/fwb.13117>
- Braghin L de SM, Dias JD, Simões NR, Bonecker CC. 2021. Food availability, depth, and turbidity drive zooplankton functional diversity over time in a Neotropical floodplain. *Aquat Sci*. 83(1). <https://doi.org/10.1007/s00027-020-00763-7>
- Braghin L de SM, Simões NR, Bonecker CC. 2016. Hierarchical effects of local factors on zooplankton species diversity. *Inland Waters*. 6(4):645–654. <https://doi.org/10.1080/IW-6.4.919>
- Brançalion PHS, Campoe O, Mendes JCT, Noel C, Moreira GG, van Melis J, Stape JL, Guillemot J. 2019. Intensive silviculture enhances biomass accumulation and tree diversity recovery in tropical forest restoration. *Ecological Applications*. 29(2). <https://doi.org/10.1002/eap.1847>

- Brasil. 2000. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9985.htm.
- Carlucci MB, Brancalion PHS, Rodrigues RR, Loyola R, Cianciaruso M v. 2020. Functional traits and ecosystem services in ecological restoration. *Restor Ecol.* 28(6):1372–1383. <https://doi.org/10.1111/rec.13279>
- CETESB. 2014. Norma técnica L5.306 Determinação de Clorofila a e Feofitina a: método espectrofotométrico. <http://www.cetesb.sp.gov.br>
- Chaparro G, O'Farrell I, Hein T. 2019. Multi-scale analysis of functional plankton diversity in floodplain wetlands: Effects of river regulation. *Science of the Total Environment.* 667:338–347. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.147>
- Dias JD, Miracle MR, Bonecker CC. 2017. Do water levels control zooplankton secondary production in Neotropical floodplain lakes? *Fundamental and Applied Limnology.* 190(1):49–62. <https://doi.org/10.1127/fal/2017/0869>
- Dray S, Choler P, Dolédec S, Peres-Neto PR, Thuiller W, Pavoine S, Ter Braak CJF. 2014. Combining the fourth-corner and the RLQ methods for assessing trait responses to environmental variation. *Ecology.* 95(1):14–21. <https://doi.org/10.1890/13-0196.1>
- Duarte LDS, Debastiani VJ, Carlucci MB, Diniz-Filho JAF. 2018. Analyzing community-weighted trait means across environmental gradients: should phylogeny stay or should it go? *Ecology.* 99(2):385–398. <https://doi.org/10.1002/ecy.2081>
- Elmoor-Loureiro LMA. 1997. Manual de Identificação de Cladóceros Límnico do Brasil [Internet]. Brasília. <https://www.researchgate.net/publication/264417714>
- Eskinazi-Sant'Anna EM, Santos G de S, Alves NJ da S, Brito LAF, Leite MGP. 2020. The relative importance of regional and local factors in shaping zooplankton diversity in high-altitude tropical shallow lakes. *J Freshw Ecol.* 35(1):203–221. <https://doi.org/10.1080/02705060.2020.1770874>
- Fontaneto D. 2019. Long-distance passive dispersal in microscopic aquatic animals. *Mov Ecol.* 7(1). <https://doi.org/10.1186/s40462-019-0155-7>
- Frota AVB, Ikeda-Castrillon SK, Kantek DLZ, Da Silva CJ. 2017. Macrohabitats da Estação Ecológica de Taiaí, no contexto da Área Úmida Pantanal mato-grossense, Brasil. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi - Ciências Naturais.* 12(2):239–254. <https://doi.org/10.46357/bcnaturais.v12i2.387>
- Gazulha V. 2012. Zooplâncton límnico: manual ilustrado. 1st ed. Rio de Janeiro: Technical Books.
- Gotelli NJ, Colwell RK. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters.* 4: 379-391. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x>
- Gutierrez MF, Epele LB, Mayora G, Aquino D, Mora C, Quintana R, Mesa L. 2022. Hydro-climatic changes promote shifts in zooplankton composition and diversity in wetlands of the Lower Paraná River Delta. *Hydrobiologia.* 849(16):3463–3480. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04955-0>
- Havens KE, Pinto-Coelho RM, Beklioğlu M, Christoffersen KS, Jeppesen E, Lauridsen TL, Mazumder A, Méthot G, Alloul BP, Tavşanoğlu UN, et al. 2015. Temperature

effects on body size of freshwater crustacean zooplankton from Greenland to the tropics. *Hydrobiologia*. 743(1):27–35. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2000-8>

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). 2018. <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/noticias/ultimas-noticias/convencao-reconhece-areas-umidas-na-amazonia-e-pantanal>.

Junk W, Bayley PB, Sparks RE. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*. 106:110–127.

Junk WJ, Piedade MTF, Lourival R, Wittmann F, Kandus P, Lacerda LD, Bozelli RL, Esteves FA, Nunes da Cunha C, Maltchik L, et al. 2014. Brazilian wetlands: Their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquat Conserv*. 24(1):5–22. <https://doi.org/10.1002/aqc.2386>

Junk WJ, da Cunha CN, Wantzen KM. et al. 2006. Biodiversity and its conservation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. *Aquat. Sci.* 68, 278–309. <https://doi.org/10.1007/s00027-006-0851-4>

Junk WJ, da Silva CJ. 1999. O conceito do pulso de inundação e suas implicações para o Pantanal de Mato Grosso. In: EMBRAPA, editor. *Anais do II Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal*. Corumbá; p. 17–28.

Koste W. 1978. *Rotatoria Die Rodertiere Mitteleuropas begründet von Max Voigt – Monogononta*. Stuttgart.

Kraft NJB, Adler PB, Godoy O, James EC, Fuller S, Levine JM. 2015. Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor. *Funct Ecol*. 29(5):592–599. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12345>

Krztoń W, Kosiba J, Pocięcha A, Wilk-Woźniak E. 2019. The effect of cyanobacterial blooms on bio- and functional diversity of zooplankton communities. *Biodivers Conserv*. 28(7):1815–1835. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01758-z>

Laliberté E, Legendre P, Shipley B. 2015. FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version. 1. 0-12.

Cunha P, Bianchini A, Ribeiro CA de O, Niencheski LFH, Fillmann G, Santos CSG. 2006. *Avaliação Ambiental de Estuários Brasileiros: Diretrizes Metodológicas*. Barrios MAMCU, editor. Rio de Janeiro: Museu Nacional.

Lansac-Tôha FA, Bonecker CC, Velho LFM, Simões NR, Dias JD, Alves GM, Takahashi EM. 2009. Biodiversity of zooplankton communities in the Upper Paraná River floodplain: interannual variation from long-term studies. *Maringá*. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000300009>

Lansac-Tôha FA, Velho LFM, Higuti J, Takahashi EM. 2002. Cyclopidae (Crustacea, Copepoda) from the upper Paraná River floodplain, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 62(1), 125–133. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842002000100015>

Lavorel S, Garnier E. 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: Revisiting the Holy Grail. *Funct Ecol*. 16(5):545–556. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.2002.00664.x>

Lavorel S, Grigulis K, McIntyre S, Williams NSG, Garden D, Dorrough J, Berman S, Quétiér F, Thébault A, Bonis A. 2008. Assessing functional diversity in the field -

Methodology matters! *Funct Ecol.* 22(1):134–147. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2007.01339.x>

Lázaro WL, Oliveira-Júnior ES, da Silva CJ, Castrillon SKI, Muniz CC. 2020. Climate change reflected in one of the largest wetlands in the world: An overview of the Northern Pantanal water regime. *Acta Limnologica Brasiliensia.* 32:1–8. <https://doi.org/10.1590/s2179-975x7619>

Lazzaro X. 1987. A review of planktivorous fishes: Their evolution, feeding behaviours, selectivities, and impacts. 146, 97–167. <https://doi.org/10.1007/BF00008764>

Li Y, Chen F. 2020. Are zooplankton useful indicators of water quality in subtropical lakes with high human impacts? *Ecol Indic.* 113. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106167>

Luck GW, Carter A, Smallbone L. 2013. Changes in Bird Functional Diversity across Multiple Land Uses: Interpretations of Functional Redundancy Depend on Functional Group Identity. *PLoS One.* 8(5). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0063671>

Mason NW, Mouillot D, Lee WG, Wilson JB. 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos.* 111: 112–118. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x>

McGann BN, Strecker AL. 2022. Zooplankton recovery from a whole-lake disturbance: Examining roles of abiotic factors, biotic interactions, and traits. *Ecosphere.* 13(4). <https://doi.org/10.1002/ecs2.3983>

Mouchet MA, Villéger S, Mason NWH, Mouillot D. 2010. Functional diversity measures: An overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Funct Ecol.* 24(4):867–876. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01695.x>

Mouillot D, Graham NAJ, Villéger S, Mason NWH, Bellwood DR. 2013. A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends Ecol Evol.* 28(3):167–177. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.004>

Neiff JJ. 1990. Ideas para la interpretacion ecológica del Paraná. *Interciencia.* 15:424–441.

Özkan K, Jeppesen E, Davidson TA, Søndergaard M, Lauridsen TL, Bjerring R, Johansson LS, Svenning J-C. 2014. Cross-taxon congruence in lake plankton largely independent of environmental gradients. *Ecology.* 95(10):2778–2788. <https://doi.org/10.1890/13-2141.1>

Rong Y, Tang Y, Ren L, Taylor WD, Razlutskiy V, Naselli-Flores L, Liu Z, Zhang X. 2021. Effects of the filter-feeding benthic bivalve *corbicula fluminea* on plankton community and water quality in aquatic ecosystems: A mesocosm study. *Water (Switzerland).* 13(13). <https://doi.org/10.3390/w13131827>

Segovia BT, Pereira DG, Bini LM, de Meira BR, Nishida VS, Lansac-Tôha FA, Velho LFM. 2015. The Role of Microorganisms in a Planktonic Food Web of a Floodplain Lake. *Microb Ecol.* 69(2):225–233. <https://doi.org/10.1007/s00248-014-0486-2>

da Silva CJ, Nunes JRS, Simoni J. 2012. Água, biodiversidade e cultura do Pantanal. 1o. Carlini & Caniato Editorial.

Simões NR, Dias JD, Leal CM, de Souza Magalhães Braghin L, Lansac-Tôha FA, Bonecker CC. 2013. Floods control the influence of environmental gradients on the

- diversity of zooplankton communities in a neotropical floodplain. *Aquat Sci.* 75(4):607–617. <https://doi.org/10.1007/s00027-013-0304-9>
- Sparks RE, Bayley PB, Kohler SL, Osborne LL. 1990. Disturbance and recovery of large floodplain rivers. *Environ Manage.* 14(5):699–709. <https://doi.org/10.1007/BF02394719>
- Strom KM. 1946. The Ecological Niche. *Nature.* 157(3986):375–375. <https://doi.org/10.1038/157375b0>
- Thomaz SM, Bini LM, Bozelli RL. 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia.* 579(1):1–13. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0285-y>
- Villéger S, Mason NWH, Mouillot D. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology.* 89 (8): 2290-2301. <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>
- Vincent F, Bertolo A, Lacroix G, Mouchet M, Edeline E. 2020. Trait-dependency of trophic interactions in zooplankton food webs. *Oikos.* 129(6):891–902. <https://doi.org/10.1111/oik.06783>
- Wallace JB, Merritt RW. 1980. Filter-feeding ecology of aquatic insects. *Annual Review of Entomology.* 25. 103-132. [10.1146/annurev.en.25.010180.000535](https://doi.org/10.1146/annurev.en.25.010180.000535).
- Waya RK, Limbu SM, Ngupula GW, Mwitwa CJ, Mgaya YD. 2017. Temporal patterns in phytoplankton, zooplankton and fish composition, abundance and biomass in Shirati Bay, Lake Victoria, Tanzania. *Lakes Reserv.* 22(1):19–42. <https://doi.org/10.1111/lre.12161>
- Wilman H, Belmaker J, Simpson J, De C, Rosa LA, Rivadeneira MM, Jetz W. 2014. EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. *Ecology.* 95: 2027-2027. <https://doi.org/10.1890/13-1917.1>
- Xiong W, Ni P, Chen Y, Gao Y, Li S, Zhan A. 2019. Biological consequences of environmental pollution in running water ecosystems: A case study in zooplankton. *Environmental Pollution.* 252:1483–1490. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.06.05>

Prolonged desiccation reduces hatching of dormant zooplankton eggs in a wetland area of the Pantanal

Dessecação prolongada reduz eclosão de ovos dormentes de zooplâncton em uma área úmida do Pantanal

[Preparado de acordo com as normas da revista Acta Limnologica Brasiliensia]

Érica Oliveira de Lima ^{a*}, Tiago Rocha^a, Carolina Joana da Silva^a, Claudia Costa Bonecker ^b, e Wilkinson Lopes Lázaro^a

^a*Universidade do Estado de Mato Grosso*; ^b*Universidade Estadual de Maringá*

wilkinsonlopes@gmail.com; claudiabonecker@gmail.com; carolina.silva@unemat.br; tiago.rocha1@unemat.br; *erica.l@unemat.br

Abstract

Objective: The objective of this study was to evaluate the hatching pattern of zooplankton resting eggs in the context of two sampled communities. **Methods:** Sediments were collected in 2021 (November) and 2022 (September) at the same locations, in six points within the region of Taimã Ecological Station in the Northern Pantanal, Cáceres - MT. Sediments collected in 2021 (Treatment 1) were completely dried in a 50°C oven and kept stored for five months, then rehydrated and placed for hatching in a germination chamber (BOD). Sediments from 2022 (Treatment 2) were completely dried and immediately rehydrated and incubated in the BOD. Both experiments were incubated for 30 days using filtered water from the Paraguay River, at a temperature of $25\pm 1^{\circ}\text{C}$ with a 12/12 h light-dark cycle. The independent samples t-test was used to test differences in species richness and the number of hatching events between treatments. **Results:** A total of 17 species of zooplankton, including rotifers, cladocerans, and copepods, hatched. Treatment 1 had seven hatched species, while Treatment 2 had fifteen hatched species. There were significant differences in species richness ($p=4.714\text{e-}06$) and the number of hatched eggs ($p=0.03$) between the treatments. **Conclusions:** Prolonged dry periods can affect the viability and hatching of zooplankton resting eggs. Aquatic organisms like zooplankton overcome dry phases in their habitat by producing resistant life stages that recolonize these environments when favorable stimuli are received. However, the duration of desiccation can negatively impact species richness, especially under extreme temperature conditions when sediments are exposed during droughts.

Keywords: Water stress; resting eggs; planktonic organisms; sediment.

Resumo:

Objetivo: O objetivo deste estudo foi avaliar o padrão de eclosão de ovos de resistência do zooplâncton no contexto de duas comunidades amostras. **Métodos:** Os sedimentos foram coletados em 2021 (novembro) e 2022 (setembro) nos mesmos locais, em seis pontos na região da Estação Ecológica de Taimã no Pantanal Norte em Cáceres - MT. Os sedimentos coletados em 2021 (Tratamento 1) foram submetidos a secagem completa em estufa a 50°C e mantidos reservados por cinco meses secos, em seguida reidratados e colocados para eclodir em câmara de germinação (BOD). Os sedimentos de 2022 (Tratamento 2) foram submetidos a secagem completa e imediatamente reidratados e incubados na BOD. Ambos os experimentos foram incubados por 30 dias usando água do rio Paraguai filtrada, em temperatura de 25±1°C em ciclo claro e escuro de 12/12 h. Para testar as diferenças na riqueza e no número de eclosões entre os tratamentos foi utilizado o Teste-t para amostras independentes. **Resultados:** Ao todo eclodiram 17 espécies de zooplâncton, entre rotíferos, cladóceros e copépodes. O tratamento 1 eclodiram sete espécies e o tratamento 2 quinze espécies. Houve diferenças significativas na riqueza de espécies ($p= 4.714e-06$) e no número de ovos eclodidos ($p= 0.03$) entre os tratamentos. **Conclusões:** Períodos prolongados de seca podem afetar a viabilidade e a eclosão de ovos de resistência de zooplâncton. Organismos aquáticos como zooplâncton superam as fases secas de seu habitat, produzindo estágios de vida resistentes a fatores adversos, recolonizando esses ambientes quando recebem estímulos favoráveis. No entanto, o tempo de dessecação pode afetar negativamente a riqueza de espécies, especialmente em condições extremas de temperatura, quando os sedimentos ficam expostos durante as secas.

Palavras-chave: Estresse hídrico; ovos de resistência; organismos planctônicos; sedimento

Introdução

Espécies e ecossistemas de água doce são um componente chave da biodiversidade global, essencial para a sobrevivência da humanidade. Por esse motivo, existem diversos acordos internacionais sobre a conservação e uso sustentável de espécies e comunidades de água doce, como a Convenção de Ramsar sobre Zonas Ecológicas de Importância Internacional e os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS). Em particular, os Objetivos 13 e 15 propõem ações para enfrentar a mudança climática global e garantir a conservação, restauração e uso sustentável dos ecossistemas terrestres e de água doce interior.

A comunidade científica enfrenta dificuldades para entender como as mudanças climáticas afetarão a frequência de eventos extremos e suas consequências para as comunidades biológicas (IPCC 2021; Cardoso et al., 2022). Mudanças como alteração nos padrões globais de precipitação (Cardoso et al., 2022; Olmo et al., 2020; Tedesco et al., 2013), levam à redução na quantidade de chuvas causando mudanças significativas no hidropêriodo dos ecossistemas de áreas úmidas, o que pode acarretar eventos de inundações e secas mais intensos (Junk et al., 2014; Lázaró et al., 2020; Marengo et al., 2016, 2021).

Mudanças na duração do hidropêriodo afetam potencialmente a sobrevivência de espécies aquáticas (Pinceel et al., 2018) e levam a alterações na estrutura da comunidade e nas funções do ecossistema (Ivory et al., 2019). Recentemente, tem-se observado uma redução de ~16% na massa de água do Pantanal durante os períodos de seca, que é atribuída ao aumento no número de dias sem precipitação. Essa condição tem gerado diminuição da profundidade da coluna de água, aumento da temperatura e maiores focos de incêndios, além de alterações nas variáveis limnológicas, na intensidade, regularidade e frequência dos períodos de inundação (Lázaró et al., 2020; Marengo et al., 2021; Morais et al., 2022).

Todos esses fatores afetam diretamente o zooplâncton (Bonecker et al., 2013), um grupo de organismos que possui tempo de geração relativamente curtos, respondendo rapidamente às mudanças na qualidade da água (Ginatullina et al., 2017). Esses organismos aquáticos possuem estratégias para superar condições adversas como secas, relações interespecíficas e alterações físico/químicas de seu habitat produzindo estágios de vida resistentes como ovos de resistência ou estágios dormentes (García-Roger et al., 2006). Após a deposição, os ovos do zooplâncton

podem interromper o desenvolvimento, entrando em um estado chamado dormência, podendo ser mantido vários anos (Wen et al., 2022). Com o retorno da água e condições adequadas para crescimento e reprodução, os ovos podem retomar o desenvolvimento e iniciar uma nova população ativa (Brendonck et al., 2017).

Para a sobrevivência a longo prazo das populações de zooplâncton, é essencial manter um banco de ovos viável (Pinceel et al., 2016). Em contrapartida, a viabilidade dos ovos dormentes pode diminuir à medida que envelhecem e são expostos a condições mais severas de ambiente, como secas, o que pode reduzir sua contribuição para a recuperação de populações de aquáticas (Brendonck et al., 2017; Rogalski 2015). A perda de viabilidade é preocupante, pois os ovos desempenham um papel crucial na recolonização populacional após eventos de perturbação, ajudando a evitar a extinção de espécies em ambientes com flutuações sazonais e condições adversas (Pinceel et al., 2018, 2020).

Pensando nisso, este estudo teve como objetivo avaliar o padrão de eclosão de ovos de resistência do zooplâncton no contexto de duas comunidades amostras. 1) amostras que passaram por simulação de estresse hídrico prolongado, e 2) amostras que não passaram por esse por estresse hídrico. Testando a hipótese de que quanto maior o período de dessecação do sedimento (estresse hídrico), menor o número de ovos eclodidos e menor riqueza de espécies zooplanctônica geradas a partir de ovos de resistência.

Materiais e métodos

Área de estudo

O Pantanal é considerado a maior planície de inundação contínua do planeta e uma das áreas úmidas mais importantes existentes, sendo responsável por diversos serviços ecossistêmicos regional e continentais (Junk, Da Silva 1999; Da Silva, Nunes, Simoni 2012; Junk et al., 2014). Como área representativa, a Estação Ecológica de Taiaí (ESEC), uma Unidade de Conservação de proteção integral (Brasil 2000), é considerada uma área úmida de importância internacional, reconhecido como Sítio Ramsar (ICMBio 2018), e uma das áreas “core” da Reserva da Biosfera do Pantanal (Frota et al., 2017).

A ESEC Taiaí encontra-se na bacia do alto rio Paraguai, abrangendo uma área total de 11.555 hectares, entre os rios Paraguai (RP) e Bracinho (RB), tendo

como zona de amortecimento uma área denominada “campo” (CP) (Frota et al., 2017). Além disso, apresenta um mosaico de paisagens, desde campo inundável, com baías permanentes, temporárias, baías de meandro e corixos, sendo fortemente influenciada pelo pulso de inundação (Junk, da Silva 1999).

O Rio Bracinho e o Paraguai apresentam fluxo com características de ambientes lóticos, particularmente em períodos de cheias e vazantes, sendo responsável pela drenagem de grande parte da planície de inundação. (Helena et al., 2015). As áreas de Campo apresentam características diferenciadas, constituído por um mosaico anastomosado de cursos de água e corpos lênticos que variam em tamanho e forma de acordo com a sazonalidade local (Frota et al., 2017).

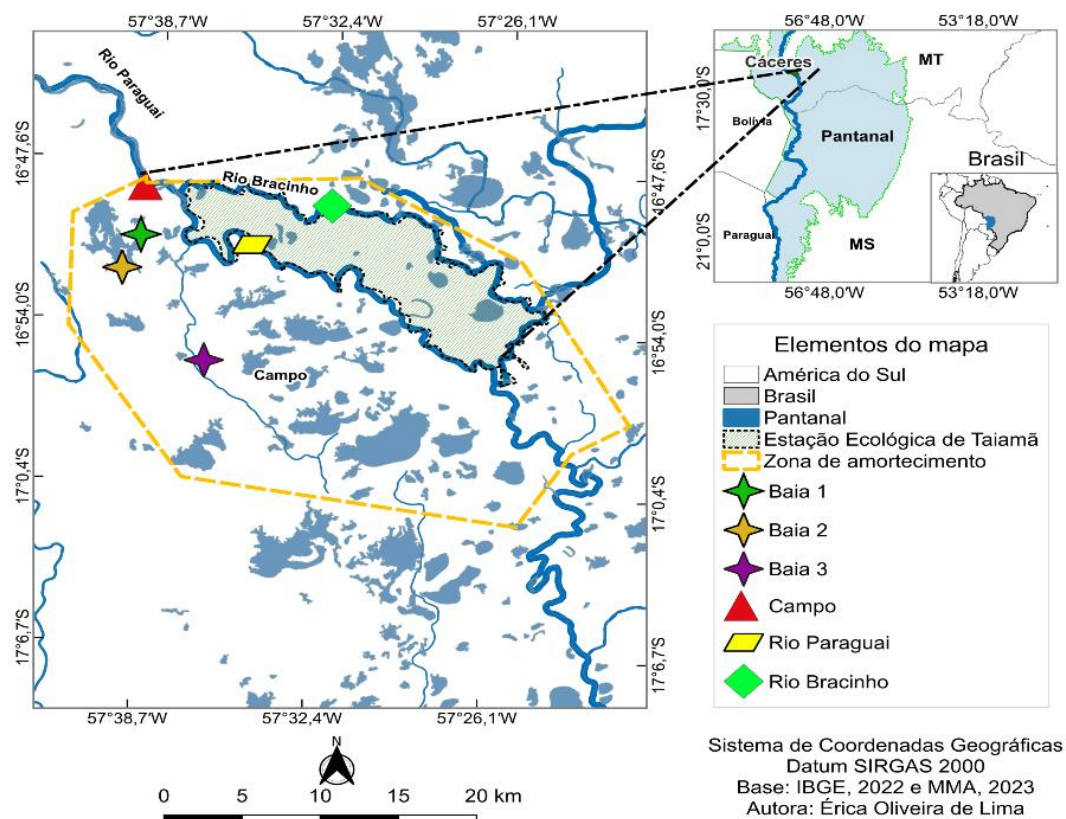


Figura 1- Estação Ecológica de Taiamã, Cáceres-Mato Grosso, 2022. Entre os Rios Paraguai e Bracinho está situada a EET. Os pontos de coleta são Baías 1, 2 e 3 e os pontos RP, RB e CP.

Procedimento de amostragem de banco de ovos

Um total de 24 amostras de sedimento foram coletadas, em períodos de águas baixas dos anos de 2021 (novembro) e 2022 (setembro). As coletas foram realizadas em seis pontos: três Baías permanentes conectadas ao rio, e nos pontos Rio Paraguai (RP), Rio Bracinho (RB) e Campo (CP). A profundidade média nestes pontos foram

de 149 ± 24 cm (média $\pm$ DP) e transparência de 47 ± 20 cm (média $\pm$ DP) em 2021 e profundidade de 25 ± 5 cm (média $\pm$ DP) em 2022, com transparência total. A coleta de sedimento ocorreu conforme a metodologia descrita em Freiry et al., (2020). O sedimento foi coletado em duplicata para cada ponto, com um amostrador de núcleo (Core sampler) de 8 cm de diâmetro, sendo utilizados os 5 cm superiores do sedimento. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos (1L) individuais e armazenadas em ausência de luz.

Descrição limnológica dos pontos amostrados

As variáveis limnológicas foram obtidas juntamente a amostragem de sedimento sendo: oxigênio dissolvido 2021 ($0,88 \pm 0,3$ mg/l) e 2022 ($5,41 \pm 0,1$ mg/l), condutividade elétrica em 2021 ($0,05 \pm 0$ mS/cm) e 2022 ($0,06 \pm 0$ mS/cm), pH em 2021 ($5,97 \pm 0,1$) e 2022 ($6,77 \pm 0,4$), temperatura da água em 2021 ($30,58 \pm 1$ °C) e 2022 ($28,18 \pm 0,3$ °C), obtidas por da sonda multiparâmetros Horiba U-52, profundidade e transparência da coluna d'água, obtidas com disco de Secchi. Todos os valores da coleção de dados estão disponíveis no Apêndice B- Material suplementar: Tabela 5- Coleção de dados.

Procedimento de incubação

Em laboratório, foram realizados dois experimentos de incubação, que seguiram a metodologia de Freiry et al., (2020) e Stenert et al., (2017) com adaptações (descritas em seguida), em um total de 12 microcosmos (Figura 1). Tratamento-1: as amostras de sedimento de 2021 ficaram armazenadas em temperatura ambiente e na ausência de luz, sendo sujeitas a desidratação em estufa a 50 °C, até secagem completa. Em seguida ficaram armazenadas na ausência de luz por cinco meses (estresse hídrico), até início da incubação. As amostras foram homogeneizadas e pesadas, sendo utilizados 300 gramas de sedimento seco para cada ponto amostrado. O sedimento foi distribuído em recipientes plásticos e mantido submerso com dois centímetros de água acima do sedimento. Tratamento-2: as amostras de sedimento de 2022 foram desidratadas em estufa a 50 °C até secagem completa e incubação imediata. A incubação consistiu na utilização de 300 gramas de sedimento seco para cada ponto amostrado. O sedimento foi distribuído em recipientes plásticos e mantido submerso em um litro de água. A secagem de sedimentos úmidos antes dos

experimentos de eclosão é justificada para quebrar a dormência dos ovos em repouso e acelerar a eclosão após a reidratação (Vargas et al., 2019).

A água utilizada para ambos os experimentos foi do Rio Paraguai, que foi filtrada em rede de malha de 20 μm , e mantidos constantes o nível da água dos microcosmos. Os microcosmos foram armazenados em câmara germinadora de Demanda Bioquímica de Oxigênio (BOD) a uma temperatura de 25°C (± 1) com um ciclo de 12h claro e 12 horas escuro, por um período de 30 dias, com intensidade luminosa de 80 lm/m^2 . Após a incubação, foram coletados e quantificados o zooplâncton em um intervalo de 2 dias nas duas primeiras semanas (Figura 2).

Para o processo de identificação, toda água do microcosmo foi filtrada em malha de 20 μm a cada quantificação. O conteúdo retido foi então transferido e observados em microscópio óptico. Ovos não eclodidos e estruturas dormentes foram devolvidos ao microcosmo (Coelho et al., 2021; Santangelo et al., 2014). As variáveis limnológicas medidas para a água utilizada nos tratamentos estão descritos na Tabela 1. A identificação das espécies ocorreu com auxílio de câmara de Sedgewick-Rafter, baseada em bibliografias especializadas (Elmoor-Loureiro 1997; Gazulha 2012; Koste 1978; Gazulha 2012). Para este estudo, foram identificados somente os grupos mais abundantes do zooplâncton, de Rotíferos, Cladóceros e Copépodes.

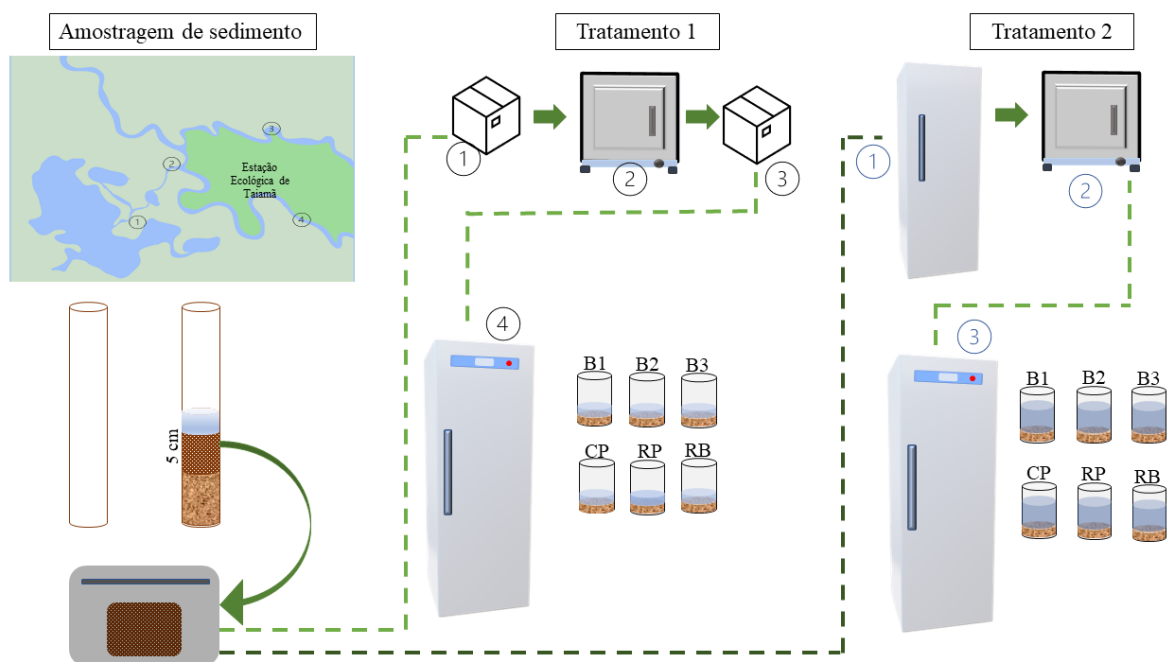


Figura 2- Esquema do experimento de eclosão de ovos de resistência. Amostragem de sedimentos realizado com core e armazenado os cinco cm superiores em sacos plásticos em ausência de luz. **Tratamento 1:** 1- Amostras armazenas úmidas e na ausência de luz, a fim

de evitar eclosão dos ovos; 2- processo de desidratação do sedimento em estufa a 50°C; 3- armazenamento das amostras desidratados por cinco meses; 4- reidratação com água filtrada do rio e incubação em BOD por 30 dias em temperatura constante (25°C) em ciclo de 12/12h.

Tratamento 2: 1- Armazenamento das amostras em refrigeração; 2- processo de desidratação do sedimento em estufa a 50°C; 3- reidratação imediata com água filtrada do rio e incubada em BOD por 30 dias em temperatura constante (25°C) em ciclo de 12/12h.

Tabela 1-Variáveis limnológicas da água utilizada nos tratamentos. Temperatura °C, pH, Condutividade elétrica µS, OD (Oxigênio dissolvido).

	Tratamento.1	Tratamento.2
Temperatura	25,1	24
pH	6,74	6,9
Condutividade	32,6	41,7
OD.mg/l	9.2	7.5

Análise de dados

Para a averiguar a eficiência do esforço amostral, foram realizadas curvas de acumulação de espécie (SAC) para o tratamento 1 e 2. A função “*specaccum*” no pacote “*vegan*”, encontra curvas de acumulação de espécies ou o número de espécies para os locais ou indivíduos amostrados, utilizando o método “*random*” no Software R. Este método clássico, encontra a SAC a média e seu desvio padrão a partir de permutações aleatórias dos dados ou subamostra sem reposição (Gotelli, Colwell, 2001). Também foram realizados gráficos de rarefação e extrapolação, bem como analisados distribuição da eclosão dos ovos em ambos os tratamentos.

Foi utilizado o teste t com amostras independentes para comparar as médias de eclosão de ovos e riqueza de espécies entre dois tratamentos (Welch 1947). Antes de realizar o teste t, verificamos as premissas necessárias para sua aplicação. Primeiramente, verificamos se as mostras tinham distribuição normal por meio do teste de Shapiro-Wilk. Além disso, aplicamos o teste de homogeneidade de variâncias de Levene e confirmamos que as variâncias das duas amostras eram aproximadamente iguais. Após assegurar que todas as premissas foram atendidas, procedemos com a realização do teste t com um nível de significância de 0,05 para avaliar se havia diferença estatisticamente significativa entre as médias das amostras. As análises foram realizadas no R 4.2.2 (R Development Core Team, 2022).

Resultados

Tratamentos

Ao todo 17 espécies de zooplâncton eclodiram, com um total de eclosão de ovos de 10.604 indivíduos. No Tratamento-1, foram identificadas sete espécies zooplanctônicas. Enquanto, no Tratamento-2, foram identificadas quinze espécies (Tabela 2). A espécie *Lecane inermis* do filo dos rotíferos foi dominante em ambos os tratamentos, seguido por *Keratella lenzi* e *Cephalodella* sp. no tratamento 2 (Figura 3).

Tabela 2- Táxons zooplanctônico eclodidos (X) dos ovos de resistência de sedimentos dessecados por longo tempo (Tratamento 1) e por curto tempo (Tratamento 2).

Taxa	Tratamento-1	Tratamento-2
<i>Lecane inermis</i>	X	X
<i>Lecane curvicornis</i>		X
<i>Keratella lenzi</i>		X
<i>Trichocerca</i> sp	X	
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	X	X
<i>Testudinella patina</i>		X
<i>Epiphanes</i> sp		X
<i>Lepadella</i> sp		X
<i>Bdelloidea</i>	X	X
<i>Cephalodella</i> sp	X	X
<i>Notommata</i> sp	X	X
<i>Alonella dadayi</i>		X
<i>Bosminopsis deitersi</i>	X	
<i>Ephemeroporus barroisi</i>		X
<i>Leydigiopsis ornata</i>		X
<i>Macrothrix spinosa</i>		X
<i>Copepode cyclopoida</i>		X

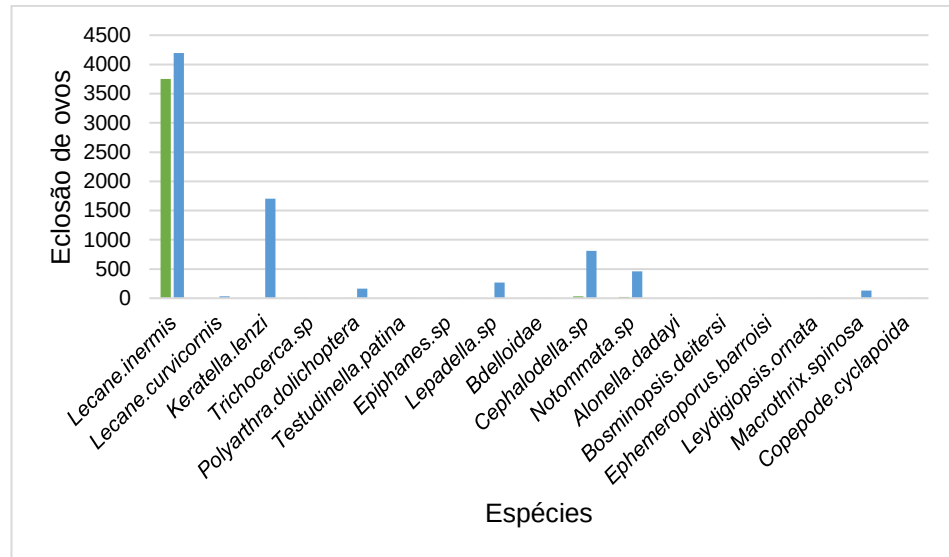


Figura 3- Abundância de organismos zooplânctônico eclodidos nos tratamentos de dessecação. Barras verdes representam Tratamento 1, barras azuis representam Tratamento 2.

Em relação à riqueza de espécies não houve sobreposição dos intervalos de confiança dos dois tratamentos, demonstrando que há diferença significativa entre eles nos diferentes tempos de dessecação (Figura 4). O Teste t de Student para Amostras Independentes, apontou diferença significativa na riqueza de espécies entre os tratamentos T1 e T2 ($T = -8.883$, $df = 9.98$, $p = 4.714 \times 10^{-6}$). A média de riqueza é consideravelmente menor no grupo T1 (média estimada de 2.5) em comparação com o grupo T2 (média estimada de 8.0). Também houve diferença significativa entre o número de ovos eclodidos entre os tratamentos T1 e T2 ($t = -2.3738$, $df = 9.61$, $p = 0.03$). A média de eclosão foi no T1 (470 ovos eclodidos) e no T2 (1296 ovos eclodidos).

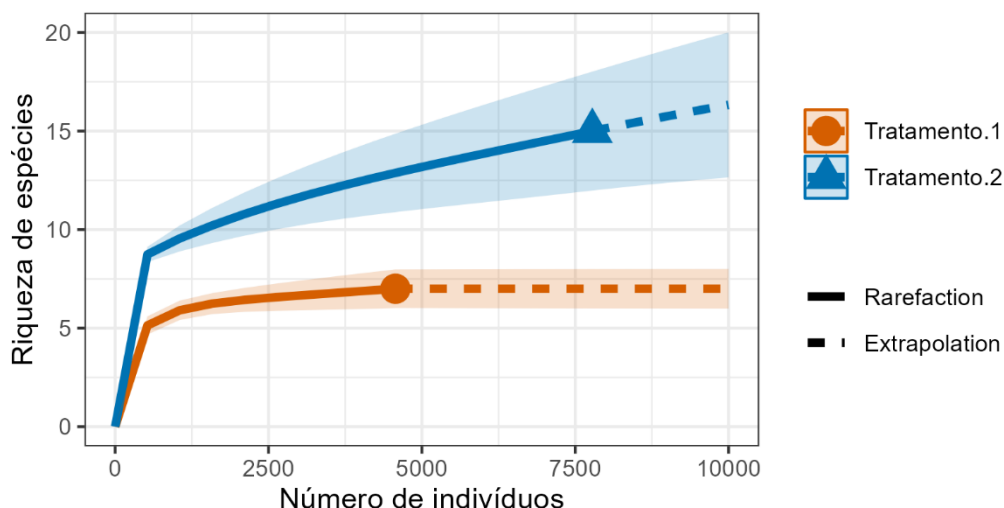


Figura 4- Curva de rarefação ($\pm$ IC 95%) das comunidades eclodidas dos bancos de ovos dessecados por diferentes tempos.

Discussão

Os resultados obtidos neste trabalho apontam que o banco de ovos adormecidos de zooplâncton encontrados em sedimento úmido, que passaram por diferentes períodos de dessecação, responderam de forma distinta quando induzidos aos estímulos de eclosão: aqueles que estiveram por mais tempo expostos a dessecação (estresse hídrico), apresentaram uma baixa riqueza de espécies, bem como menor número de eclosão de ovos em relação àqueles que não passaram por período prolongado de dessecação.

As formas dormentes de muitos invertebrados aquáticos são capazes de manter a viabilidade, apesar de serem expostos a extremos ambientais (Brendonck et al., 2017; Incagnone et al., 2015; Radzikowski 2013). Existem evidências de que ovos em estado de dormência podem sobreviver à dessecação, como visto neste trabalho. Uma dessas evidências é proveniente da amostragem de sedimentos naturalmente secos, que contêm ovos em estado de dormência que conseguem eclodir quando reidratados (Pinceel et al., 2020; Stenert et al., 2017; Vargas et al., 2019). Outra evidência é obtida através da utilização de sedimentos úmidos, que são submetidos à secagem antes do início dos experimentos de incubação e quando reidratados eclodem (Nielsen et al., 2013; Ning, Nielsen 2011).

Os resultados de nosso estudo indicam que o tempo de dessecação do sedimento pode ter um impacto negativo na riqueza de espécies. Apesar de os ovos da biota associada às zonas úmidas terem a capacidade de sobreviver a longos

períodos de seca, conforme observado por Nielsen et al., (2013), é importante ressaltar que eles podem não ser capazes de sobreviver ao estresse do dessecação associado as altas temperaturas durante esses períodos de seca. Essa fragilidade torna-se mais crítica quando as áreas úmidas secam completamente. Estudos que têm avaliado a exposição do sedimento a uma faixa de temperatura vêm mostrando que a riqueza e a abundância de espécies começam a diminuir a partir de 30°C e se reduzem drasticamente acima de 45°C (Nielsen et al., 2015). Além disso, o aumento da temperatura também afeta os ovos mais velhos presentes no sedimento (Pinceel et al., 2018).

O aumento da retração da água, nos períodos de seca no Pantanal norte visto nos trabalhos de Lázaro et al., (2020) e Morais et al., (2022), acarreta a exposição prolongada do sedimento a temperaturas mais elevadas (Nielsen et al., 2015), como a temperatura do sedimento está diretamente relacionada com a temperatura do ar (Ooi et al., 2009), essa exposição pode ter implicações significativas para a eclosão de ovos em repouso (Ning, Nielsen 2011). Ainda no ano de 2020, o Pantanal foi devastado por incêndios (Marengo et al., 2021), inclusive em algumas regiões próximas as dos locais de coleta de sedimento, aumentando exponencialmente a temperatura do ar em mais de 40°C e conseqüentemente do solo (Silva, Araújo 2022).

Embora tenha suas limitações, a incubação de ovos em sedimentos tem se mostrado uma ferramenta útil para reproduzir certos cenários que ocorrem naturalmente em campo. No entanto, vale ressaltar a importância de complementação de dados quando usado a abordagem de incubação de sedimentos, pois a certa restrição ao se tratar de avaliar a composição da biodiversidade da comunidade e padrões de emergência, portanto, é necessário estudos de longo prazo agregados para melhor compreensão das comunidades (Olmo et al., 2020).

Considerações finais

Os resultados de nosso estudo mostram que os ovos presentes em sedimento que passa por longo período seco, têm menor chance de eclosão frente aqueles que não passaram pelo mesmo processo, o que ter impacto negativo na riqueza de espécies e no número de eclosão de ovos da comunidade. Quando colocado em perspectiva os eventos naturais do Pantanal, a uma certa preocupação com as populações zooplanctônica, uma vez que esses ecossistemas estão passando com mais frequência por eventos extremos, como secas prolongadas. Esses períodos

levam a retração das águas e a exposição prolongada do sedimento ao clima, o que pode levar a perda de viabilidade dos ovos, que são essenciais para recolonização após perturbações ambientais.

Referências bibliográficas

- Anderson MJ, Gorley RN, Clarke KR. 2008. PERMANOVA + for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. UK: PRIMER-E: Plymouth.
- Andrade MH, Brandimarte AL, Calheiros DF, Tambosi LR. 2015. Spatial and limnological characterization of the Paraguai river floodplain area, southern Pantanal, with emphasis on the “decoada” phenomenon. *Geografia, Rio Claro*, v. 40, Número Especial, p. 27-38.
- Bonecker CC, Simões NR, Minte-Vera CV, Lansac-Tôha FA, Velho LFM, Agostinho AA. 2013. Temporal changes in zooplankton species diversity in response to environmental changes in an alluvial valley. *Limnologia*. 43(2):114–121. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2012.07.007>
- Brasil. 2000. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9985.htm.
- Brendonck L, Pinceel T, Ortells R. 2017. Dormancy and dispersal as mediators of zooplankton population and community dynamics along a hydrological disturbance gradient in inland temporary pools. *Hydrobiologia*. 796(1):201–222. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-3006-1>
- Cardoso MML, Sousa W, Brasil J, Costa MRA, Becker V, Attayde JL, Menezes RF. 2022. Prolonged drought increases environmental heterogeneity and plankton dissimilarity between and within two semiarid shallow lakes over time. *Hydrobiologia*. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04882-0>
- Coelho PN, Paes TASV, Maia-Barbosa PM, dos Santos-Wisniewski MJ. 2021. Effects of pollution on dormant-stage banks of cladocerans and rotifers in a large tropical reservoir. *Environmental Science and Pollution Research*. 28(24):30887–30897. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-12751-x>
- Elmoor-Loureiro LMA. 1997. Manual de Identificação de Cladóceros Límnicos do Brasil [Internet]. Brasília. <https://www.researchgate.net/publication/264417714>
- Eskinazi-Sant’anna EM, Pace ML. 2018. The potential of the zooplankton resting-stage bank to restore communities in permanent and temporary waterbodies. *J Plankton Res*. 40(4):458–470. <https://doi.org/10.1093/plankt/fby023>
- Freiry RF, Gouvea A, Becker J, Lansac-Tôha FA, Lansac-Tôha FM, Pires MM, Stenert C, Maltchik L. 2020. Community structure and concordance patterns among zooplankton life stages in subtropical temporary ponds. *Aquat Ecol*. 54(1):257–270. <https://doi.org/10.1007/s10452-019-09740-1>
- Frota AVB, Kimie SIC, Luis D, Kantek Z, Da Silva CJ. 2017. Macrohabitats da Estação Ecológica de Taiaí, no contexto da Área Úmida Pantanal mato-grossense, Brasil Macro-habitats of the Taiaí Ecological Station, in the context of the Pantanal Wetland, Brazil. In *Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Cienc. Nat* (Vol. 12, Issue 2).
- García-Roger EM, Carmona MJ, Serra M. 2006. Patterns in rotifer diapausing egg banks: Density and viability. *J Exp Mar Biol Ecol*. 336(2):198–210. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2006.05.009>
- Gazulha V. 2012. Zooplâncton límnico: manual ilustrado. 1st ed. Rio de Janeiro: Technical Books.

Ginatullina E, Atwell L, Saito L. 2017. Resilience and resistance of zooplankton communities to drought-induced salinity in freshwater and saline lakes of Central Asia. *J Arid Environ.* 144:1–11. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2017.04.010>

Gotelli NJ, Colwell RK. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters.* 4: 379-391. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x>

Incagnone G, Marrone F, Barone R, Robba L, Naselli-Flores L. 2015. How do freshwater organisms cross the “dry ocean”? A review on passive dispersal and colonization processes with a special focus on temporary ponds. *Hydrobiologia.* 750(1):103–123. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2110-3>

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). 2018. <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/noticias/ultimas-noticias/convencao-reconhece-areas-umidas-na-amazonia-e-pantanal>.

IPCC, 2021: Mudança Climática 2021: A Base da Ciência Física. Contribuição do Grupo de Trabalho I para o Sexto Relatório de Avaliação do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, SL Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, MI Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, JBR Matthews, TK Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu e B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido e Nova York, NY, EUA, no prelo, doi: 10.1017/9781009157896 .

Ivory SJ, McGlue MM, Spera S, Silva A, Bergier I. 2019. Vegetation, rainfall, and pulsing hydrology in the Pantanal, the world’s largest tropical wetland. *Environmental Research Letters.* 14(12):124017. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab4ffe>

Junk WJ, Piedade MTF, Lourival R, Wittmann F, Kandus P, Lacerda LD, Bozelli RL, Esteves FA, Nunes da Cunha C, Maltchik L, et al., 2014. Brazilian wetlands: Their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquat Conserv.* 24(1):5–22. <https://doi.org/10.1002/aqc.2386>

Junk WJ, da Silva CJ. 1999. O conceito do pulso de inundação e suas implicações para o Pantanal de Mato Grosso. . In: EMBRAPA, editor. *Anais do II Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal*. Corumbá; p. 17–28.

Koste W. 1978. *Rotatoria Die Rodertiere Mitteleuropas begründet von Max Voigt – Monogononta*. Stuttgart.

Lázaro WL, Oliveira-Júnior ES, da Silva CJ, Castrillon SKI, Muniz CC. 2020. Climate change reflected in one of the largest wetlands in the world: An overview of the Northern Pantanal water regime. *Acta Limnologica Brasiliensia.* 32:1–8. <https://doi.org/10.1590/s2179-975x7619>

Marengo JA, Alves LM, Torres RR. 2016. Regional climate change scenarios in the Brazilian Pantanal watershed. *Clim Res.* 68(2–3):201–213. <https://doi.org/10.3354/cr01324>

Marengo JA, Cunha AP, Cuartas LA, Deusdará Leal KR, Broedel E, Seluchi ME, Michelin CM, De Praga Baião CF, Chuchón Ângulo E, Almeida EK, et al. 2021. Extreme Drought in the Brazilian Pantanal in 2019–2020: Characterization, Causes, and Impacts. *Frontiers in Water.* 3. <https://doi.org/10.3389/frwa.2021.639204>

Morais M, Abdo MSA, Santos C, Sander NL, Nunes JR da S, Lázaro WL, da Silva CJ. 2022. Long-term analysis of aquatic macrophyte diversity and structure in the

- Paraguay river ecological corridor, Brazilian Pantanal wetland. *Aquat Bot.* 178. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2022.103500>
- Nielsen DL, Jasper EW, Ning N, Lawler S. 2015. High sediment temperatures influence the emergence of dormant aquatic biota. *Mar Freshw Res.* 66(12):1138–1146. <https://doi.org/10.1071/MF14272>
- Nielsen DL, Podnar K, Watts RJ, Wilson AL. 2013. Empirical evidence linking increased hydrologic stability with decreased biotic diversity within wetlands. *Hydrobiologia.* 708(1):81–96. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0989-5>
- Ning NSP, Nielsen DL. 2011. Community structure and composition of microfaunal egg bank assemblages in riverine and floodplain sediments. *Hydrobiologia.* 661(1):211–221. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0525-z>
- Olmo C, Antón-Pardo M, Ortells R, Armengol X. 2020. Influence of restoration age on egg bank richness and composition: An ex situ experiment. *J Plankton Res.* 42(5):553–563. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbaa034>
- Ooi MKJ, Auld TD, Denham AJ. 2009. Climate change and bet-hedging: Interactions between increased soil temperatures and seed bank persistence. *Glob Chang Biol.* 15(10):2375–2386. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01887.x>
- Pinceel T, Buschke F, Weckx M, Brendonck L, Vanschoenwinkel B. 2018. Climate change jeopardizes the persistence of freshwater zooplankton by reducing both habitat suitability and demographic resilience. *BMC Ecol.* 18(1). <https://doi.org/10.1186/s12898-018-0158-z>
- Pinceel T, Vanschoenwinkel B, Brendonck L. 2013. Flexible dispersal dimorphism in zooplankton resting eggs: an example of repeated phenotypic coin flipping? *Biological Journal of the Linnean Society.* 110(4):749–756. <https://doi.org/10.1111/bij.12161>
- Pinceel T, Vanschoenwinkel B, Brendonck L, Buschke F. 2016. Modelling the sensitivity of life history traits to climate change in a temporary pool crustacean. *Sci Rep.* 6(1):29451. <https://doi.org/10.1038/srep29451>
- Pinceel T, Vanschoenwinkel B, Weckx M, Brendonck L. 2020. An empirical test of the impact of drying events and physical disturbance on wind erosion of zooplankton egg banks in temporary ponds. *Aquat Ecol.* 54(1):137–144. <https://doi.org/10.1007/s10452-019-09731-2>
- Radzikowski J. 2013. Resistance of dormant stages of planktonic invertebrates to adverse environmental conditions. *J Plankton Res.* 35(4):707–723. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbt032>
- Reyer CPO, Adams S, Albrecht T, Baarsch F, Boit A, Canales Trujillo N, Carlsburg M, Coumou D, Eden A, Fernandes E, et al. 2017. Climate change impacts in Latin America and the Caribbean and their implications for development. *Reg Environ Change.* 17(6):1601–1621. <https://doi.org/10.1007/s10113-015-0854-6>
- Rogalski MA. 2015. Tainted resurrection: metal pollution is linked with reduced hatching and high juvenile mortality in *Daphnia* egg banks. *Ecology.* 96: 1166–1173. <https://doi.org/10.1890/14-1663.1>
- Santangelo JM, de A. Esteves F, Manca M, Bozelli RL. 2014. Disturbances due to increased salinity and the resilience of zooplankton communities: The potential role of the resting egg bank. *Hydrobiologia.* 722(1):103–113. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1683-6>

- Da Silva, C. J., Nunes, J. R. S., & Simoni, J. 2012. Água, biodiversidade e cultura do Pantanal (1o). Carlini & Caniato Editorial.
- Silva JAT, Araújo LM. 2022. El convenio de RAMSAR (1971) Y la protección de los humedales en Brasil: el caso del Pantanal Matogrosense. *Derecho y Política desde una Perspectiva Multidimensional*. 9(17):199–210.
- Stenert C, Wüsth R, Pires MM, Freiry RF, Nielsen D, Maltchik L. 2017. Composition of cladoceran dormant stages in intermittent ponds with different hydroperiod lengths. *Ecol Res*. 32(6):921–930. <https://doi.org/10.1007/s11284-017-1498-4>
- Tedesco PA, Oberdorff T, Cornu JF, Beauchard O, Brosse S, Dürr HH, Grenouillet G, Leprieux F, Tisseuil C, Zaiss R, Hugueny B. 2013. A scenario for impacts of water availability loss due to climate change on riverine fish extinction rates. *Journal of Applied Ecology*. 50(5):1105–1115. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12125>
- Vargas AL, Santangelo JM, Bozelli RL. 2019. Recovery from drought: Viability and hatching patterns of hydrated and desiccated zooplankton resting eggs. *Int Rev Hydrobiol*. <https://doi.org/10.1002/iroh.201801977>
- Welch BL. 1947. The generalization of "Student's" problem when several different population variances are involved. *Biometrika*, 34(1-2), 28-35.
- Wen, T., Gao, Q., Kalmár-Nagy, T. et al. 2022. Uma revisão dos sistemas predador-presa com dormência de predadores. *Nonlinear Dyn* 107 , 3271-3289. <https://doi.org/10.1007/s11071-021-07083-x>

Considerações finais

No estudo em questão, foram analisadas a diversidade taxonômica e funcional das comunidades zooplancônica e a capacidade de resistência dos ovos dormentes em face a processos de secagem prolongados. Essa comunidade foi selecionada por sua rápida resposta às mudanças ambientais e sua importância ecológica. Os resultados indicaram uma forte relação entre a riqueza funcional e as variáveis limnológicas, destacando a importância do ciclo dinâmico de cheias e secas para o Pantanal. Ainda se mostrou a capacidade de ovos sobreviver em estado de dormência em sedimentos de zonas úmidas, mesmo durante longos períodos de dessecação. No entanto, vale ressaltar que o tempo que o sedimento fica seco pode afetar negativamente a riqueza de espécies e a composição da comunidade, especialmente sob condições extremas de temperatura.

Mudanças climáticas, secas extremas e incêndios recentes apresentam desafios para a conservação da biodiversidade no Pantanal Norte. Portanto, é importante continuar estudando a resposta dos organismos às mudanças nos ecossistemas aquáticos, a fim de desenvolver estratégias eficazes para a conservação da biodiversidade em zonas úmidas, uma vez que organismos zooplânctônicos são elos essenciais nestes ecossistemas, responsáveis por diversas funções ecológicas e assim estar mais perto de atender os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável 2030 (ODS), por meio do estudo dos efeitos das mudanças climáticas sobre a biota, e garantir a conservação, recuperação e uso sustentável de ecossistemas terrestres e de água doce interiores e seus serviços, especialmente zonas úmidas.

Apêndices

Apêndice A: As cheias e sua regulação da diversidade funcional zooplancônica: Estudo de longa duração em uma área “core” do Pantanal Brasileiro

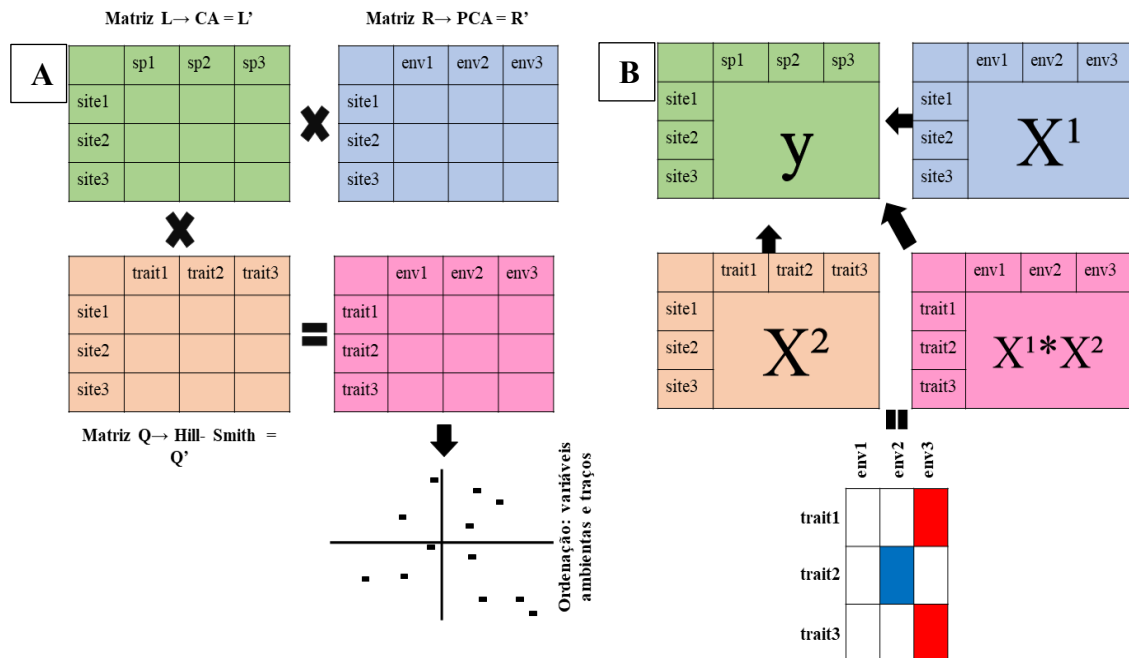


Figura 1- **(A)** Diagrama RLQ. A matriz de abundância (L) foi feita análise de correspondência (CA) para sumarizar as principais estruturas (L'), gerando matriz cw (frequência relativa de indivíduos de cada espécie) e a matriz lw (frequência relativa dos indivíduos por locais). A matriz de traços funcionais (Q) foi realizada a análise de Hill- Smith ponderada pela matriz cw, resultado na matriz Q' . A matriz das variáveis ambientais (R) foi realizada a análise de PCA ponderada pela matriz lw, resultado na matriz R' . A análise de co-inércia realizada forma que os escores das variáveis ambientais e traços funcionais ponderados pela abundância de espécies. Como resultado, gráficos de ordenação foram gerados. **(B)**- Fourth-corner. O objetivo é prever a abundância (Y) em função de variáveis ambientais (X^1), traços das espécies (X^2) e sua interação ($X^1 * X^2$). A matriz de coeficientes para a interação entre X_1 e X_2 é o Fourth-corner. Os resultados da modelagem podem ser visualizados em termos de significância entre traços-variável ambiental. Quadrados vermelhos, associações positivas e azuis associações negativas.

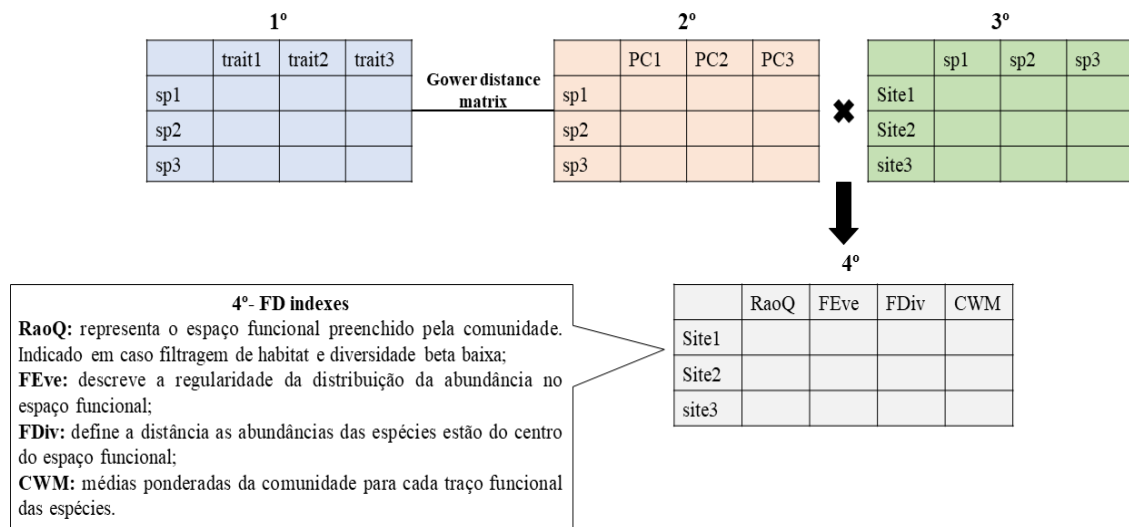


Figura 2- Diagrama das análises dos Índices Funcionais: (1) matriz de Espécies x Traços funcionais; (2) Cálculo da matriz de dissimilaridade entre as amostras (coeficiente de similaridade de Gower); (3) matriz de Site x Espécies, (4) Cálculo dos Índices de diversidade funcional.

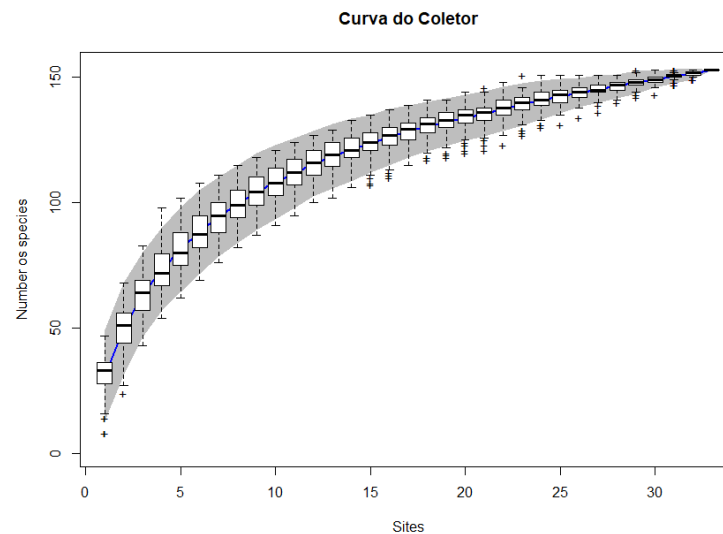


Figura 3- Curva de acumulação de espécies na amostradas da ESEC Taiamã entre os anos de 2018 e 2020. A linha azul escura é a curva média de acumulação de espécies, as áreas sombreadas em cinza claro representam o intervalo de distribuição dos desvios padrão de permutações aleatórias dos dados, e os gráficos de caixa representam a distribuição da curva de acumulação de espécies de permutações aleatórias.

Tabela 1- Caracterização ambiental dos pontos da Estação Ecológica de Taiamã nos anos de 2018 a 2020. HP= Períodos hidrológicos; Site= RP (Rio Paraguai), RB (Rio Bracinho), CP (Campo); T= temperatura; pH= potencial hidrogeniônico; ORP= potencial de redução de oxidação; EC= condutividade elétrica; Turb= Turbidez; DO= oxigênio dissolvido; Am.= Amônia; Nit.= Nitrato; TN= Nitrogênio total; Orth.= Ortofosfato; TP= Fósforo total; Clor- α = Clorofila- α .

Ano	Fase do hidroperíodo	Site	T (C°)	pH	ORP (mV)	EC	Turb (NTU)	DO (mg/L)	DO (%)	Am.	Nit.	TN	Orth.	TP	Clor- α (μ g/L)
2018	Cheia	RP	28.16	6.3	399	0.04	47.4	4.32	55.93	10.38	1.82	1073.24	11.56	50.94	32.62
2018	Cheia	RB	28.14	6.33	396	0.04	50.6	3.96	51.23	9.66	1.76	1076.6	11.87	52.85	28.33
2018	Cheia	CP	28.23	6.22	400.33	0.03	74.5	5.07	65.67	9.49	1.6	1067.11	10.24	53.68	30.47
2018	Vazante	RP	27.62	6.03	320.33	0.04	72.78	1.65	21.2	10.38	1.38	908.48	10.28	44.67	15.89
2018	Vazante	RB	27.62	6.03	320.33	0.04	72.78	1.65	21.2	10.38	1.38	908.48	10.28	44.67	13.65
2018	Vazante	CP	27.61	6	308.33	0.04	73.98	1.65	21.2	10.09	1.66	903.83	11	42.29	18.14
2018	Estiagem	RP	27.94	7.18	359.67	0.06	74.51	7.38	99.51	9.47	1.29	912.88	9.05	43.89	26.17
2018	Estiagem	CP	28.5	6.39	334	0.06	73.73	7.47	99.79	9.61	1.6	911.73	9.01	44.42	16.22
2018	Enchente	RP	27.84	7.22	370	0.06	79.55	7.56	97.03	10.12	1.59	816.83	11.84	36.43	15.79
2018	Enchente	RB	28.5	6.58	313.67	0.06	78.63	6.86	89.13	8.74	1.26	861.86	16.73	50.41	10.23
2018	Enchente	CP	28.2	6.42	408	0.06	76.98	7.88	101.53	6.18	1.13	769.31	14.59	53.5	24.87
2018	Cheia	RP	23.94	5.35	339.15	0.03	40.29	3.67	47.55	11.41	2.00	1180.56	12.71	56.03	30.16
2019	Cheia	RB	23.92	5.38	336.6	0.03	43.01	3.37	43.55	10.62	1.93	1184.25	13.06	58.13	42.01
2019	Cheia	CP	23.99	5.29	340.28	0.03	63.33	4.31	55.82	10.44	1.77	1173.82	11.26	59.04	18.32
2019	Vazante	RB	23.47	5.13	266.62	0.04	61.97	1.39	17.79	11	1.57	1006.55	10.37	49.11	25.33
2019	Vazante	CP	23.47	5.1	262.08	0.04	62.88	1.4	18.02	10.34	1.67	919.83	11.2	43.11	22.73
2019	Estiagem	RP	23.75	6.1	305.72	0.05	63.33	6.27	84.58	8.05	1.09	775.95	7.69	37.31	24.21
2019	Estiagem	RB	23.66	6.13	314.5	0.05	61.95	6.5	83.77	8.54	1.27	774.24	8.67	37.25	16.35
2019	Estiagem	CP	24.23	5.43	283.9	0.05	62.66	6.34	84.82	8.17	1.36	774.97	7.66	37.76	14.32

2019	Enchente	RP	23.66	6.13	314.5	0.05	67.61	6.42	82.48	8.6	1.35	694.31	10.06	30.96	16.82
2019	Enchente	RB	24.23	5.59	266.62	0.05	66.84	5.83	75.77	7.43	1.08	732.58	14.22	42.85	16.11
2019	Enchente	CP	23.97	5.46	346.8	0.05	65.43	6.7	86.31	5.25	0.96	653.92	12.4	45.48	11.34
2020	Cheia	RB	24	5.21	333.84	0.02	65.58	4.39	56.53	10.91	1.67	993.89	11.13	48.62	9.12
2020	Cheia	CP	23.21	5.38	258.78	0.03	61.92	2.69	34.61	11.12	1.49	1017.5	9.69	47.7	27.65
2020	Vazante	RP	25.59	5.99	331.6	0.03	67.44	6.87	88.75	8.9	1.58	830.72	8.35	40.72	16.3
2020	Vazante	RB	24.25	5.91	301.06	0.03	63.46	6.77	87.46	9.12	1.43	782.4	8.44	37.16	18.5
2020	Vazante	CP	23.48	5.74	289.75	0.03	61.92	6.57	84.83	8.82	1.38	763.98	9.24	36.38	27.33
2020	Estiagem	RP	25.32	6.57	336.13	0.05	66.89	6.56	89.63	8.85	1.08	830.64	8.81	42.03	28.65
2020	Estiagem	RB	24.63	5.51	289.26	0.05	63.14	6.45	85.92	8.67	1.31	781.93	8.62	37.51	26.33
2020	Estiagem	CP	23.48	5.89	300.57	0.05	62.74	6.19	82.95	8.96	1.55	755.77	7.86	36.2	25.81
2020	Enchente	RP	25.32	6.57	336.13	0.05	72.33	6.87	88.13	9.22	1.44	741.49	10.7	33.03	18.3
2020	Enchente	RB	24.63	5.68	271.07	0.05	67.99	5.87	76.27	7.49	1.09	744.79	14.46	43.58	17.36
2020	Enchente	CP	23.66	5.38	331.6	0.05	64.81	6.32	81.56	5.25	0.96	654.34	12.47	44.29	15.63

Tabela 2- Lista de espécies contendo a caracterização funcional de cada espécie e suas respectivas referências. Essas espécies estiveram presentes na Estação Ecológica de Taiamã, nos pontos RP (Rio Paraguai), RB (Rio Bracinho) e CP (Campo) entre os anos de 2018 e 2020.

	Tamanho corporal (µm)	Longevidade (dias)	Habitat	Hábito alimentar	Capacidade de escape
Roífero					
Monogononta					
Lecanidae					
<i>Lecane amazonica</i> (Murray, 1913)	115 ⁵⁷	7 ^{1,2}	Litorâneo ⁵⁷	Filtrador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1886)	114.6*	13 ³	Litorâneo ^{62,57}	Filtrador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}

<i>Lecane cornuta</i> (Muller, 1786)	109.4*	20 ³	Litorâneo ^{62,57}	Filtrador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
<i>Lecane curvicornis</i> (Murray, 1913)	131.3*	7 ^{1,2}	Litorâneo ^{62,57}	Filtrador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
<i>Lecane closterocerca</i> (Schmarda, 1859)	850*	7 ^{1,2}	Litorâneo ^{62,57}	Filtrador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
<i>Lecane elsa</i> (Hauer, 1931)	150*	7 ^{1,2}	Litorâneo ^{62,57}	Filtrador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
<i>Lecane elegans</i> (Harring, 1914)	187 ⁶²	7 ^{1,2}	Litorâneo ^{62,57}	Filtrador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
<i>Lecane hamata</i> (Stokes, 1896)	79.5*	7 ^{1,2}	Litorâneo ⁵⁷	Filtrador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
<i>Lecane leontina</i> (Turner, 1892)	175*	7 ^{1,2}	Litorâneo ^{62,57}	Filtrador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
<i>Lecane ludwigii</i> (Eckstein, 1883)	134.4*	7 ^{1,2}	Litorâneo ⁵⁷	Filtrador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
<i>Lecane luna</i> (Müller, 1776)	196.9*	6 ⁴	Litorâneo ^{62,57}	Filtrador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
<i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)	101.9*	7 ^{1,2}	Litorâneo ^{62,57}	Filtrador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
<i>Lecane ohioensis</i> (Herrick, 1885)	134 ⁶²	7 ^{1,2}	Litorâneo ^{62,57}	Filtrador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
<i>Lecane papuana</i> (Murray, 1913)	107.7*	10 ³	Litorâneo ^{62,57}	Filtrador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
<i>Lecane proiecta</i> (Hauer, 1956)	113 ⁶²	7 ^{1,2}	Litorâneo ^{62,57}	Filtrador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
<i>Lecane quadridentata</i> (Ehrenberg, 1830)	162.5*	6.5 ⁴	Litorâneo ^{62,57}	Filtrador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
<i>Lecane robertsonae</i> (Segers, 1993)	93 ⁶²	7 ^{1,2}	Litorâneo ^{62,57}	Filtrador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
<i>Lecane stenroosi</i> (Meissner, 1908)	118.5 ⁵⁷	7 ^{1,2}	Litorâneo ⁵⁷	Filtrador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
<i>Lecane signifera</i> (Jennings, 1896)	113 ⁵⁷	7 ^{1,2}	Litorâneo ⁵⁷	Filtrador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
<i>Lecane unguolata</i> (Gosse, 1887)	157.5 ⁵⁷	7 ^{1,2}	Litorâneo ⁵⁷	Filtrador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
<i>Lecane sp</i>	168.6**	7 ^{1,2}	Litorâneo ^{62,57}	Filtrador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
Brachionidae					
<i>Anuraeopsis fissa</i> (Gosse, 1851)	73.5 ⁵⁷	7 ⁵	Pelágico ⁵⁷	Filtrador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
<i>Brachionus bidentatus</i> (Anderson, 1889)	638 ⁵⁷	14.5 ^{6,7,8,9}	Pelágico ⁵⁷	Filtrador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
<i>Brachionus calyciflorus</i> (Pallas, 1766)	201.2*	11 ^{10,11}	Pelágico ^{62,57}	Filtrador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
<i>Brachionus caudatus</i> (Barrois & Daday, 1894)	270 ⁶²	8 ¹²	Pelágico ^{62,57}	Filtrador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
<i>Brachionus dolabratus</i> (Harring, 1914)	167 ⁶²	14.5 ^{6,7,8,9}	Pelágico ^{62,57}	Filtrador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
<i>Brachionus falcatus</i> (Zacharias, 1898)	430*	14.5 ^{6,7,8,9}	Pelágico ^{62,57}	Filtrador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
<i>Brachionus mirus</i> (Daday, 1905)	138.8*	14.5 ^{6,7,8,9}	Pelágico ^{62,57}	Filtrador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
<i>Brachionus zahniseri</i> (Ahlstrom, 1934)	270 ⁶²	14.5 ^{6,7,8,9}	Pelágico ⁶²	Filtrador ⁶¹	Baixo ²
<i>Brachionus quadridentatus</i> (Hermann, 1783)	143.8*	3.6 ¹³	Pelágico ^{62,57}	Filtrador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
<i>Brachionus urceolaris</i> (Müller, 1773)	187.5 ⁵⁷	14.5 ^{6,7,8,9}	Pelágico ⁵⁷	Filtrador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
<i>Brachionus angularis</i> (Gosse, 1851)	107.5 ⁵⁷	5 ¹⁴	Pelágico ⁵⁷	Filtrador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
<i>Keratella americana</i> (Carlin, 1943)	159.7*	6.8 ^{14,15}	Pelágico ^{62,57}	Filtrador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}

<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	107.2*	9 ¹⁴	Pelágico ^{62,57}	Filtrador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
<i>Keratella lenzi</i> (Hauer, 1953)	112.5 ⁵⁷	6.8 ^{14,15}	Pelágico ⁵⁷	Filtrador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	115.4*	4.7 ¹⁵	Pelágico ^{62,57}	Filtrador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
<i>Plationus patulus</i> (Müller, 1786)	132*	10.5 ^{16,17}	Litorâneo ^{62,57}	Filtrador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
<i>Platyias leloupi</i> (Gillard, 1967)	218.8*	5.5 ^{17,18}	Pelágico ^{62,57}	Filtrador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
<i>Platyias quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)	141.7*	5.5 ^{17,18}	Pelágico ^{62,57}	Filtrador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
<i>Platyias</i> sp	180.2**	5.5 ^{17,18}	Pelágico ^{62,57}	Filtrador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
Trichocercidae					
<i>Trichocerca bicristata</i> (Gosse, 1887)	660*	7 ^{1,2}	Litorâneo ^{62,57}	Sugador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
<i>Trichocerca cylindrica</i> (Imhof, 1891)	325*	7 ^{1,2}	Litorâneo ^{62,57}	Sugador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
<i>Trichocerca cf. braziliensis</i> (Murray, 1913)	221.4 ⁶²	7 ^{1,2}	Litorâneo ⁶²	Sugador ⁶²	Baixo ⁶²
<i>Trichocerca heterodactyla</i> (Tschugunoff, 1921)	225 ⁵⁷	7 ^{1,2}	Litorâneo ⁵⁷	Sugador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
<i>Trichocerca capucina</i> (Wierzejski & Zacharias, 1893)	325 ⁵⁷	7 ^{1,2}	Litorâneo ⁵⁷	Sugador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
<i>Trichocerca rattus</i> (Müller, 1776)	168 ⁵⁷	7 ^{1,2}	Litorâneo ⁵⁷	Sugador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
<i>Trichocerca</i> sp	340.6**	7 ^{1,2}	Litorâneo ⁶²	Sugador ⁶¹	Baixo ²
Euchlanidae					
<i>Beuchampiella eudactylota</i> (Gosse, 1886)	760 ⁹	7 ^{1,2}	Litorâneo ^{62,57}	Filtrador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
<i>Dipleuchlanis propatula</i> (Gosse, 1886)	508 ⁹	6 ¹⁹	Litorâneo ^{62,57}	Filtrador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
<i>Euchlanis deflexa</i> (Gosse, 1851)	280 ⁶⁵	7 ²⁰	Litorâneo ⁶⁵	Filtrador ⁶¹	Baixo ²
<i>Euchlanis dilatata</i> (Ehrenberg, 1832)	187.8*	7 ^{20,21}	Litorâneo ^{62,57}	Filtrador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
<i>Euchlanis meneta</i> (Myers, 1930)	160 ⁶⁵	7 ^{20,21}	Litorâneo ⁶⁵	Filtrador ⁶¹	Baixo ²
Mytilinidae					
<i>Mytilina acanthophora</i> (Hauer, 1938)	164 ⁵⁷	8.7 ^{22,23}	Litorâneo ⁵⁷	Filtrador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
<i>Mytilina macrocera</i> (Jennings, 1894)	320*	8.7 ^{22,23}	Litorâneo ^{62,57}	Filtrador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
<i>Mytilina mucronata</i> (Müller, 1773)	212.5 ⁵⁷	8.7 ^{22,23}	Litorâneo ⁵⁷	Filtrador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
<i>Mytilina ventralis</i> (Ehrenberg, 1830)	175*	8.7 ^{22,23}	Litorâneo ^{62,57}	Filtrador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
Testudinellidae					
<i>Testudinella mucronata</i> (Gosse, 1886)	181.5 ⁵⁷	7 ^{1,2}	Litorâneo ⁵⁷	Filtrador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
<i>Testudinella ohlei</i> (Koste, 1972)	140 ⁵⁷	7 ^{1,2}	Litorâneo ⁵⁷	Filtrador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)	350 ⁶²	7 ^{1,2}	Litorâneo ^{62,57}	Filtrador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
<i>Testudinella tridentata</i> (Smirnov, 1931)	185 ⁶²	7 ^{1,2}	Litorâneo ^{62,57}	Filtrador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
<i>Testudinella truncata</i> (Gosse, 1886)	163 ⁵⁷	7 ^{1,2}	Litorâneo ⁵⁷	Filtrador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷

Filiniidae					
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)	140.6*	7 ^{1,2}	Pelágico ^{62,57}	Filtrador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
<i>Filinia opoliensis</i> (Zacharias, 1891)	220.2*	7 ^{1,2}	Pelágico ^{62,57}	Filtrador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
<i>Filinia saltator</i> (Gosse, 1886)	149 ⁵⁷	7 ^{1,2}	Pelágico ⁵⁷	Filtrador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
<i>Filinia terminalis</i> (Plate, 1886)	138.3*	9 ²⁴	Pelágico ^{62,57}	Filtrador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
Synchaetidae					
<i>Polyarthra dolicoptera</i> (Idelson, 1925)	96.5 ⁵⁷	11 ²⁵	Pelágico ⁵⁷	Filtrador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
Notommatidae					
<i>Notommata copeus</i> (Ehrenberger, 1834)	112 ⁵⁷	12.5 ²⁵	Litorâneo ⁵⁷	Sugador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
<i>Notommata sp</i>	471.2**	12.5 ²⁵	Litorâneo ⁵⁷	Sugador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
<i>Cephalodella gibba</i> (Ehrenberg, 1830)	55 ⁶⁵	9.7 ^{26,27}	Litorâneo ⁶⁵	Sugador ⁶¹	Baixo ²
<i>Taphrocampa selenura</i> (Gosse, 1887)	135 ⁵⁷	7 ^{1,2}	Litorâneo ⁵⁷	Sugador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
<i>Enteroplea sp</i>	431.5 ⁵⁷	7 ^{1,2}	Litorâneo ⁵⁷	Sugador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
Lepadellidae					
<i>Lepadella benjamini</i> (Harring, 1916)	87.5 ⁵⁷	7 ^{1,2}	Litorâneo ⁵⁷	Filtrador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
<i>Lepadella cristata</i> (Rousselet, 1893)	96 ⁶²	7 ^{1,2}	Litorâneo ⁶²	Filtrador ⁶²	Baixo ⁶²
<i>Lepadella donneri</i> (Koste, 1972)	97 ⁶²	7 ^{1,2}	Litorâneo ⁶²	Filtrador ⁶²	Baixo ⁶²
<i>Lepadella ovalis</i> (Müller, 1786)	150*	7 ^{1,2}	Litorâneo ^{62,57}	Filtrador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
<i>Lepadella sp</i>	115.1**	7 ^{1,2}	Litorâneo ^{62,57}	Filtrador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
<i>Lepadella patella</i> (Müller, 1773)	145*	7 ^{1,2}	Litorâneo ^{62,57}	Filtrador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
Gastropodidae					
<i>Ascomorpha ovalis</i> (Bergendahl, 1892)	176.5 ⁵⁷	7 ^{1,2}	Pelágico ⁵⁷	Sugador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
Proalidae					
<i>Proales sp</i>	120 ⁶²	7 ^{1,2}	Litorâneo ⁶²	Filtrador ⁶²	Baixo ⁶²
Dicranophoridae					
<i>Dicranophorus sp</i>	119 ⁶²	7 ^{1,2}	Litorâneo ⁶²	Predador ⁶²	Baixo ⁶²
Trichotriidae					
<i>Macrachaetus collinsi</i> (Gosse, 1867)	250 ⁶²	7 ^{1,2}	Litorâneo ⁶²	Filtrador ⁶²	Baixo ⁶²
<i>Macrachaetus sericus</i> (Thorpe, 1893)	112 ⁵⁷	7 ^{1,2}	Litorâneo ⁵⁷	Filtrador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
<i>Macrochaetus subquadratus</i> (Perty, 1850)	157 ⁵⁷	7 ^{1,2}	Litorâneo ⁵⁷	Filtrador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
<i>Trichotria tetractis</i> (Ehrenberg, 1830)	295 ⁶²	7 ^{1,2}	Litorâneo ^{62,57}	Filtrador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
Trochosphaeridae					

<i>Trocospaera aequatorialis</i> (Semper, 1872)	357 ⁶⁵	7 ^{1,2}	Pelágico ⁶⁵	Filtrador ⁶⁵	Baixo ⁶⁵
Asplanchnidae					
<i>Asplanchna priodonta</i> (Gosse, 1850)	323 ⁶⁵	5 ²⁸	Litorâneo ⁶⁵	Predador/Raptor ial ⁶⁵	Baixo ⁶⁵
<i>Asplanchna sieboldi</i> (Leydig, 1854)	1500 ⁶⁴	5 ²⁸	Pelágico ^{62,57}	Predador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
Hexarthridae					
<i>Hexarthra intermedia</i> (Wiszniewski, 1929)	234 ⁶²	7 ^{1,2}	Pelágico ^{62,57}	Filtrador ^{62,57}	Baixo ^{62,57}
Epiphanidae					
<i>Epiphanes clavatula</i> (Ehrenberg, 1832)	125*	8.7 ²⁵	Litorâneo ^{62,57}	Filtrador ^{61,57}	Baixo ^{2,57}
Tetrasiphonidae					
<i>Tetrasiphon sp</i>	875 ⁶²	7 ^{1,2}	Litorâneo ⁶²	Sugador ⁶²	Baixo ⁶²
Bdelloidea					
	220.8 ⁵⁷	29 ^{29,30}	Litorâneo ⁵⁷	Filtrador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
Arthropoda					
Cladóceras					
Bosminidae					
<i>Bosmina hagdmani</i> (Stingelin, 1904)	301.2*	20.5 ^{36,37,38}	Pelágico ^{57,58}	Filtrador ^{57,59,60}	Médio ^{2,57}
<i>Bosmina longirostris</i>	493.3 ⁶⁷	14 ³⁸	Pelágico ^{66,67}	Filtrador ⁶⁷	Médio ⁶⁷
<i>Bosminopsis deitersi</i> (Richard, 1895)	227.1*	40 ³⁵	Pelágico ^{57,58}	Filtrador ^{57,59,60}	Médio ^{2,57}
Daphniidae					
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> (G.O. Sars, 1885)	289.1*	17.5 ^{39,40}	Pelágico ^{58,63}	Filtrador ^{57,59,60}	Médio ^{2,57}
<i>Ceriodaphnia reticulata</i> (Jurine, 1820)	800 ⁶⁷	25.4 ^{39,40}	Pelágico ⁶⁷	Filtrador ⁶⁷	Baixo ⁶⁷
<i>Ceriodaphnia richardi</i> (Sars, 1901)	450 ⁶⁹	25.4 ^{39,40}	Pelágico ⁶⁷	Filtrador ⁶⁷	Baixo ⁶⁷
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> (Rosa 2008)	450 ⁵⁷	28.8 ⁴¹	Pelágico ⁵⁷	Filtrador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
<i>Daphnia laevis</i> (Birge, 1878)	1500 ⁵⁷	28.3 ⁴⁵	Pelágico ⁵⁷	Filtrador ⁵⁷	Médio ⁵⁷
Chydoridae					
<i>Acroperus tupinamba</i> Sinev and Elmoor-Loureiro, 2010	900*	9.79 ³¹	Litorâneo ⁵⁸	Raspador ^{59,60,57}	Baixo ^{2,57}
<i>Alona cf. guttata</i> (Sars, 1862)	250*	30.9 ³²	Litorâneo ⁵⁸	Raspador ^{59,60,57}	Baixo ^{2,57}
<i>Alona cf. isabellae</i> (Sars, 1862 and Sousa and Elmoor-Loureiro, 2013)	340 ⁶⁸	35.7 ^{32,33,34}	Litorâneo ⁶⁸	Raspador ⁶⁸	Baixo ⁶⁸

<i>Alona cf. yara</i> (Sinev & Elmoor-Loureiro, 2010)	580 ⁵⁷	35.7 ^{32,33,34}	Litorâneo ⁵⁷	Raspador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
<i>Alona intermedia</i> (Sars, 1862)	425 ⁵⁷	35.7 ^{32,33,34}	Litorâneo ⁵⁷	Raspador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
<i>Alonella dadayi</i> (Birge, 1910)	214*	40 ³⁵	Litorâneo ^{57,58}	Raspador ^{59,60,57}	Baixo ^{2,57}
<i>Anthalona verrucosa</i> (Sars, 1901)	250*	40 ³⁵	Litorâneo ^{57,58}	Raspador ^{59,60,57}	Baixo ^{2,57}
<i>Biapertura ossiani</i> (Sinev, 1998)	800 ⁶⁰	40 ³⁵	Litorâneo ⁶⁰	Raspador ⁶⁰	Baixo ⁶⁰
<i>Camptocercus australis</i> (Sars, 1896)	680*	40 ³⁵	Litorâneo ^{57,58}	Raspador ^{57,59,60}	Baixo ^{2,57}
<i>Chydorus cf. sphaericus</i> (O. F. Muller, 1776)	500*	74 ³¹	Litorâneo ^{57,58}	Raspador ^{57,59,60}	Baixo ^{2,57}
<i>Chydorus eurynotus</i> (Sars, 1901)	241.7 ⁵⁷	32.68 ⁵¹	Litorâneo ⁵⁷	Raspador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
<i>Chydorus nitidulus</i> (Sars, 1901)	260 ⁵⁷	36.14 ⁵¹	Litorâneo ⁵⁷	Raspador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
<i>Chydorus parvireticulatus</i> (Frey, 1897)	300 ⁵⁷	27 ^{31,42,43,44}	Litorâneo ⁵⁷	Raspador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
<i>Chydorus pubescens</i> (Sars, 1901)	287.5 ⁵⁷	25.4 ³¹	Litorâneo ⁵⁷	Raspador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
<i>Chydorus sp</i>	347.2 ⁵⁷	27 ^{31,42,43,44}	Litorâneo ⁵⁷	Raspador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
<i>Chydorus ventricosus</i> (Daday, 1898)	500 ⁶⁷	27 ^{31,42,43,44}	Litorâneo ⁷⁰	Raspador ⁷⁰	Baixo ⁷⁰
<i>Coronatella cf. serratalhadensis</i> (Sousa, Elmoor-Loureiro & Santos, 2015)	360 ⁷¹	23.6 ⁴⁶	Litorâneo ⁷¹	Raspador ⁷⁰	Baixo ⁷⁰
<i>Coronatella monocantha</i> (Sars, 1901)	264 ⁵⁷	23.6 ⁴⁶	Litorâneo ⁵⁷	Raspador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
<i>Coronatella poppei</i> (Richard, 1897)	306.7*	23.6 ⁴⁶	Litorâneo ^{57,58}	Raspador ^{57,59,60}	Baixo ^{2,57}
<i>Disparalona lucianae</i> (Sousa, Elmoor-Loureiro, Mugnai, Panarelli & Paggi 2018)	480 ⁷²	37 ⁴⁴	Litorâneo ⁷²	Raspador ⁷²	Baixo ⁷²
<i>Dunhevedia odontoplax</i> (Sars, 1901)	460*	40 ³⁵	Litorâneo ^{57,58}	Raspador ^{57,59,60}	Baixo ^{2,57}
<i>Ephemeroporus barroisi</i> (Richard, 1894)	270*	40 ³⁵	Litorâneo ^{57,58}	Raspador ^{57,59,60}	Baixo ^{2,57}
<i>Ephemeroporus hybridus</i> (Daday, 1905)	260*	40 ³⁵	Litorâneo ^{57,58}	Raspador ^{57,59,60}	Baixo ^{2,57}
<i>Ephemeroporus sp</i>	199*	40 ³⁵	Litorâneo ^{57,58}	Raspador ^{57,59,60}	Baixo ^{2,57}
<i>Ephemeroporus tridentatus</i> (Bergamin, 1931)	310*	40 ³⁵	Litorâneo ^{57,58}	Raspador ^{57,59,60}	Baixo ^{2,57}
<i>Euryalona brasiliensis</i> (Daday, 1898)	362.5 ⁵⁷	23.8 ³¹	Litorâneo ⁵⁷	Raspador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
<i>Euryalona orientalis</i> (Brehm & Thomsen, 1936)	450 ⁵⁷	23.8 ³¹	Litorâneo ⁵⁷	Raspador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
<i>Graptoleberis occidentalis</i> (Sars, 1901)	391 ⁵⁷	40 ³⁵	Litorâneo ⁵⁷	Raspador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷

<i>Nicsmirnovius paggii</i> (Sousa & Elmoor-Loureiro, 2017)	370 ⁷⁶	40 ³⁵	Litorâneo ^{57,58,63}	Raspador ^{57,58,59}	Baixo ⁷⁶
<i>Notoalona sculpta</i> (Sars, 1901)	430*	40 ³⁵	Litorâneo	Raspador	Baixo ^{2,57}
<i>Ovalona glabra</i> (Sars, 1901)	335 ⁷⁹	40 ³⁵	Litorâneo ⁷⁹	Raspador ⁷⁹	Baixo ⁷⁹
<i>Oxyurella ciliata</i> (Bergamin, 1939)	440 ⁵⁷	46.9 ⁵⁵	Litorâneo ⁵⁷	Raspador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
<i>Pleuroxus cf. aduncus</i> (Jurine, 1820)	450 ⁷⁵	31.7 ⁵⁶	Litorâneo ⁷⁵	Raspador ⁷⁵	Baixo ⁷⁵
<i>Pseudochydorus globosus</i> (Baird, 1850)	700 ⁷⁵	40 ³⁵	Litorâneo ⁷⁵	Raspador ⁷⁵	Baixo ⁷⁵
<i>Magnospina dentifera</i> (Sars, 1901)	480 ⁷⁸	40 ³⁵	Litorâneo ⁷⁸	Raspador ⁷⁸	Baixo ⁷⁸
Sididae					
<i>Diaphanosoma spinulosum</i> (Herbst, 1967)	550.3*	22.5 ⁴⁷	Pelágico ^{57,58}	Filtrador ^{57,59,60}	Médio ^{2,57}
<i>Pseudosida bidentata</i> (Herrick, 1884)	1900 ⁷⁵	40 ³⁵	Pelágico ⁷⁵	Filtrador ⁷⁵	Médio ⁷⁵
Ilyocryptidae					
<i>Ilyocryptus spinifer</i> (Herrich, 1882)	266*	20.1 ⁴⁸	Litorâneo ^{57,58,63,64}	Filtrador ^{57,58,59}	Baixo ^{2,57}
<i>Karualona muelleri</i> (Richard, 1897)	462 ⁵⁷	17 ⁴⁹	Litorâneo ⁵⁷	Raspador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
<i>Kurzia polyspina</i> (Hudec, 2000)	600 ⁵⁷	40 ³⁵	Litorâneo ⁵⁷	Raspador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
<i>Leydigia sp</i>	800 ⁵⁷	34.6 ⁴⁶	Litorâneo ⁵⁷	Raspador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
<i>Leydigia striata</i> (Berabén, 1939)	631 ⁵⁷	34.6 ⁴⁶	Litorâneo ⁵⁷	Raspador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
<i>Leydigiopsis ornata</i> (Daday, 1905)	630 ⁷³	40 ³⁵	Litorâneo ⁷³	Raspador ⁷³	Baixo ⁷³
Macrothricidae					
<i>Macrothrix elegans</i> (Sars, 1901)	300*	38.2 ⁵¹	Litorâneo ^{57,58,63,64}	Raspador ^{57,59,60}	Baixo ^{2,57}
<i>Macrothrix laticornis</i> (Jurine 1820)	375 ⁵⁷	28.5 ⁵⁰	Litorâneo ⁵⁷	Raspador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
<i>Macrothrix paulensis</i> (Sars, 1900)	850 ⁵⁷	28.5 ^{50,51}	Litorâneo ⁵⁷	Raspador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
<i>Macrothrix spinosa</i>	330 ⁷⁵	21.3 ⁵¹	Pelágico ⁷⁴	Raspador ⁷⁴	Baixo ⁷⁴
<i>Macrothrix triserialis</i>	640 ⁷⁵	26.9 ⁵⁰	Litorâneo ⁷⁵	Raspador ⁷⁵	Baixo ⁷⁵
<i>Grimaldina brazzai</i> (Richard, 1892)	775 ⁵⁷	40 ³⁵	Litorâneo ⁵⁷	Raspador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷
Moinidae					
<i>Moina cf. dumonti</i> (Kotov, Elías-Gutiérrez & Granado-Ramírez, 2005)	670 ⁷⁷	10.9 ^{38,52,53,54}	Pelágico ⁷⁷	Filtrador ⁷⁷	Médio ⁷⁷

<i>Moina micrura</i> (Kurz, 1874)	440 ⁵⁷	8.6 ^{38,53}	Pelágico ⁵⁷	Raspador ⁵⁷	Médio ⁵⁷
<i>Moina minuta</i> (Hansen, 1899)	385.7*	10.9 ^{38,52,53,54}	Pelágico ⁵⁸	Filtrador ^{59,60}	Médio ²
<i>Moina reticulata</i> (Daday, 1905)	750 ⁵⁷	10.9 ^{38,52,53,54}	Pelágico ⁵⁷	Filtrador ⁵⁷	Médio ²
<i>Moinodaphnia macleayi</i> (King, 1853)	580 ⁵⁷	40 ³⁵	Pelágico ⁵⁷	Filtrador ⁵⁷	Baixo ⁵⁷

* Mean values of body size measured from individuals of Upper Paraná River.

- 1- Ricci, CBM. 2000. The biology and ecology of lotic rotifers and gastrotrichs. *Freshwater Biology*, 44: 15-28. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2000.00584.x>
- 2- Allan, JD. 1976. Life History Patterns in Zooplankton. *The American Naturalist*. 110(971):165-180. <https://doi.org/10.1086/283056>
- 3- Saucedo SR, Medrano GES, Martínez RR. 2017. Life table analysis reveals variation in thermal tolerance among three species of the *Lecane* genus (Rotifera: Monogononta). 53: 253-259. <https://doi.org/10.1051/limn/2017009>
- 4- Pérez LIA, Martínez RR. 1998. Effect of temperature and food concentration in two species of littoral rotifers. *Developments in Hydrobiology*. 134: https://doi.org/10.1007/978-94-011-4782-8_45
- 5- Rubén AG, Sarma SSS, Nandini S. 2006. The Combined Effects of Zinc and Alga on the Life Table Demography of *Anuraeopsis fissa* and *Brachionus rubens* (Rotifera). *Journal of Environmental Science and Health*. 41(4): 559-572. <https://doi.org/10.1080/10934520600564394>
- 6- Sarma S, Pavón-Meza EL, Nandini, S. 2003. Comparative population growth and life table demography of the rotifer *Asplanchna girodi* at different prey (*Brachionus calyciflorus* and *Brachionus havanaensis*) (Rotifera) densities. *Hydrobiologia*. 491: 309–320. <https://doi.org/10.1023/A:1024440610204>
- 7- García CE, Herrera DJC, Nandini, S, Sarma, SSS. 2007. Life-history strategies of *Brachionus havanaensis* subject to kairomones of vertebrate and invertebrate predators. *Chemistry and Ecology*, 23(4): 303–313. <https://doi.org/10.1080/02757540701525988>
- 8- Walker, KF. (1981). A synopsis of ecological information on the saline lake rotifer *Brachionus plicatilis* Muller 1786. *Hydrobiologia*, 81–82(1), 159–167. <https://doi.org/10.1007/BF00048713>
- 9- Ahlstrom, EH. 1940. A revision of the rotatorian genera *Brachionus* and *Platytias*, with descriptions of one new species and two new varieties. *The American Museum of Natural History*. 77: 143-184. <http://hdl.handle.net/2246/1074>

- 10- Wang XL, Xiang XL, Xia MN, Han Y, Huang, L, Xi YL. 2014. Differences in life history characteristics between two sibling species in *Brachionus calyciflorus* complex from tropical shallow lakes. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 50(4): 289–298. <https://doi.org/10.1051/limn/2014024>
- 11- Halbach U. 1973. Life table data and population dynamics of the rotifer *Brachionus calyciflorus* Pallas as influenced by periodically oscillating temperature. in effects of temperature on ectothermic organisms. Springer Berlin Heidelberg. 217–228. https://doi.org/10.1007/978-3-642-65703-0_19
- 12- Athibai S, Sanoamuang LO. 2008. Effect of Temperature on Fecundity, Life Span and Morphology of Long- and Short-Spined Clones of *Brachionus caudatus* f. *apsteini* (Rotifera). *International Review of Hydrobiology*, 93(6): 690–699. <https://doi.org/10.1002/iroh.200711016>
- 13- Díaz D, Medrano GES, Briano MS, Ortiz AA, Martínez, RR. 2006. Sexual reproductive biology of *Brachionus quadridentatus* Hermanns Rotifera Monogononta. In *Hidrobiológica*. 16(1). 81-87. https://www.researchgate.net/publication/221875241_Sexual_reproductive_biology_of_Brachionus_quadridentatus_Rotifera_Monogononta
- 14- Walz N. 1987. Comparative population dynamics of the rotifers *Brachionus angularis* and *Keratella cochlearis*. *Hydrobiologia*. 147(1): 209–213. <https://doi.org/10.1007/BF00025744>
- 15- Xi YL, Xu DD, Ma J, Ge YL, Wen XL. 2013. Differences in life table parameters between *Keratella tropica* and *Keratella valga* (Rotatoria) from subtropical shallow lakes. *Journal of Freshwater Ecology*. 28(4): 539–545. <https://doi.org/10.1080/02705060.2013.799102>
- 16- Sarma SSS, Rao TR. 1991. The combined effects of food and temperature on the life history parameters of *Brachionus patulus* Muller (Rotifera). *Internationale Revue Der Gesamten Hydrobiologie Und Hydrographie*, 76(2): 225–239. <https://doi.org/10.1002/iroh.19910760207>
- 17- Sarma SSS, Nandini S. 2002. Comparative Life Table Demography and Population Growth of *Brachionus macracanthus* Daday, 1905 and *Platyias quadricornis* Ehrenberg, 1832 (Rotifera, Brachionidae) in Relation to Algal (*Chlorella vulgaris*) Food Density. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*. 30(2–3): 128–140. [https://doi.org/10.1002/1521-401X\(200211\)30:2/3<128::AID-AHEH128>3.0.CO;2-W](https://doi.org/10.1002/1521-401X(200211)30:2/3<128::AID-AHEH128>3.0.CO;2-W)
- 18- Rojas CAV, Medrano GES, Martínez RR. 2002. Sexual reproductive biology of *Platyias quadricornis* (Rotifera: Monogononta). *International Review of Hydrobiology*. 87: 97-105. [https://doi.org/10.1002/1522-2632\(200201\)87:1<97::AID-IROH97>3.0.CO;2-#](https://doi.org/10.1002/1522-2632(200201)87:1<97::AID-IROH97>3.0.CO;2-#)
- 19- Nandini S, Sarma SSS. 2021. Population growth, demography and competition studies on *Dipleuchlanis propatula* (Gosse, 1886) (Rotifera: Euchlanidae). *Aquatic Ecology*, 55(4): 1305–1316. <https://doi.org/10.1007/s10452-021-09883-0>
- 20- King CE. 1967. Food, age, and the dynamics of a laboratory population of Rotifers. *Ecology*. 48(1): 111–128. <https://doi.org/10.2307/1933423>
- 21- Lansing AI. 1947. A Transmissible, Cumulative, and Reversible Factor in Aging. *Journal of Gerontology*. 2(3): 228–239. <https://doi.org/10.1093/geronj/2.3.228>
- 22- Barrows CH, Kokkonen GC. 1985. Rotifers. *Interdiscipl Top Gerontol Geriatr*. 21: 188–200. <https://doi.org/10.1159/000411285>
- 23- Sincock AM. 1975. Life Extension in the Rotifer *Mytilina Brevispina* Var *Redunca* by the Application of Chelating Agents. *Journal of Gerontology*. 30(3): 289–293. <https://doi.org/10.1093/geronj/30.3.289>

- 24- Sanoammmg, L. (1992). ecology of mountain lake with particular reference gras mere and the genus *Filinia dory* de vincent. University of Canterbury. 1-146. <http://dx.doi.org/10.26021/7567>
- 25- Pourriot R, Rieunier M. 1973. Recherches sur la biologie des rotifères III. — Fécondité et durée de vie comparées chez les femelles amictiques et mictiques de quelques espèces. Annales de Limnologie 9(3): 241–258. <https://doi.org/10.1051/limn/1973013>
- 26- Weisse T, Laufenstein N, Weithoff G. 2013. Multiple environmental stressors confine the ecological niche of the rotifer *Cephalodella acidophila*. Freshwater Biology. 58(5): 1008–1015. <https://doi.org/10.1111/fwb.12104>
- 27- Weithoff G. 2004. Vertical niche separation of two consumers (Rotatoria) in an extreme habitat. Oecologia. 139(4): 594–603. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1545-z>
- 28- Sarma SSS, Nandini S. 2007. Small prey size offers immunity to predation: a case study on two species of Asplanchna and three brachionid prey (Rotifera). Hydrobiologia. 593(1): 67–76. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9069-2>
- 29- Ricci C. 1983. Life histories of some species of Rotifera Bdelloidea. Hydrobiologia. 104(1): 175–180. <https://doi.org/10.1007/BF00045965>
- 30- Ricci C, Fascio U. 1995. Life-history consequences of resource allocation of two bdelloid rotifer species. Hydrobiologia. 299(3):231–239. <https://doi.org/10.1007/BF00767330>
- 31- Wisniewski MJS, Rocha O, Tundisi TM. 2006. Aspects of the life cycle of *Chydorus pubescens* Sars, 1901 (Cladocera, Chydoridae). Acta Limnologica Brasiliensia. 18(3): 305-310. <https://app.periodikos.com.br/article/627b11e9782aad05cf54921d/pdf/alb-18-3-305.pdf>.
- 32- Cortez-Silva EE, Souza VF, Santos GS, Sant'Anna EME. 2022. Egg production and life history of *Alona guttata* Sars, 1862 (Cladocera, Chydoridae): implications for colonization of temporary ponds. Brazilian Journal of Biology. 82: 1-5. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.237351>
- 33- Nandini S, Valdez MH, Sarma SSS. 2005. Life History Characteristics of Cladocerans Cladocera) Fed on Wastewaters. Acta Hydrochimica et Hydrobiologica. 33(2): 133–141. <https://doi.org/10.1002/aheh.200400561>
- 34- Pangkey H, Monijung RD, Mantiri R, Lantu S. 2018. Identifikasi dan siklus hidup chydoridae (Cladocera) di Perairan Sulawesi Utara. E-Journal BUDIDAYA PERAIRAN. 6(3): <https://doi.org/10.35800/bdp.6.3.2018.24435>
- 35- Allan JD. 1976. Life History Patterns in Zooplankton. The American Naturalist. 110(971): 165–180. <http://www.jstor.org/stable/2459885>
- 36- Biswas A, Saha RK, Sengupta A, Saha H. 2014. Life Cycle of a New Bosminid Cladocera: Bosmina (Bosmina) tripurae (Korinek, Saha, and Bhattacharya, 1999). Proceedings of the National Academy of Sciences, India Section B: Biological Sciences. 84(4):953-960. <http://doi:10.1007/s40011-014-0311-1>
- 37- Saha H, Wisdom KS, Devi AL, Pde D, Devi ST, Kamei M, Biswas A, Saha RK, Pal P. 2017. Effects of Water pH on Life History Parameters of a New Bosminid Cladocera: Bosmina (Bosmina) Tripurae (Korinek, Saha and Bhattachaya, 1999) in Laboratory Condition. Bull Environ Contam Toxicol. 99:23–26. <http://doi:10.1007/s00128-017-2110-x>.

- 38- Fileto C, Arcifa MS, Henry R, Ferreira RAR. 2010. Effects of temperature, sestonic algae features, and seston mineral content on cladocerans of a tropical lake. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*. 46:135–147. <http://doi:10.1051/limn/2010007>.
- 39- Dehui Z. 1989. Growth, reproduction and population growth of *Ceriodaphnia cornuta* sars and comparison of 7-day fecundity with *Ceriodaphnia dubia* richard. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*. 7:105–111. <http://doi:10.1007/BF02842746>.
- 40- Legaspi P, Villar AG, Vargas M, Rostro. C. Influence of temperature and food type on the life history of *Ceriodaphnia cornuta* Sars 1885 (Crustacea: Cladocera). 2015. *Investigacion y ciencia*. 11-18. https://www.researchgate.net/publication/277556293_Influence_of_temperature_and_food_type_on_the_life_history_of_Ceriodaphnia_cornuta_Sars_1885_Crustacea_Cladocera
- 41- Santos, MAPF, Melão MGG, Lombardi AT. 2006. Life history characteristics and production of *Ceriodaphnia silvestrii* Daday (Crustacea, Cladocera) under different experimental conditions. *Acta Limnologica Brasiliensia*. 18(3): 199-212. <https://www.actalb.org/article/627b11e7782aad05cf549214/pdf/alb-18-2-199.pdf>.
- 42- Lynch M. 1980. The Evolution of Cladoceran Life Histories. *Q Rev Biol*. 55:23–42. <http://doi:10.1086/411614>
- 43- Anderson DH, Darring S, Benke AC. 1998. Growth of Crustacean Meiofauna in a Forested Floodplain Swamp: Implications for Biomass Turnover. *J North Am Benthol Soc*. 17:21–36. <http://doi:10.2307/1468049>
- 44- Robertson AL. 1988. Life histories of some species of Chydoridae (Cladocera: Crustacea). *Freshw Biol*. 20:75–84. <http://doi:10.1111/j.1365-2427.1988.tb01719.x>.
- 45- Rocha GS, Tonietto AE, Lombardi AT, Melão M da GG. 2016. Effect of copper contaminated food on the life cycle and secondary production of *Daphnia laevis*. *Ecotoxicol Environ Saf*. 133:235–242. <http://doi:10.1016/j.ecoenv.2016.07.011>.
- 46- Viti T, Wisniewski C, Orlando TC, Santos-Wisniewski MJ. 2013. Life history, biomass and production of *Coronatella rectangula* (Branchiopoda, Anomopoda, Chydoridae) from Minas Gerais. *Iheringia Ser Zool*. 103:110–117. <http://doi:10.1590/S0073-47212013000200005>
- 47- Nandini S, Miracle MR, Vicente E, Sarma SSS. 2021. Strain-related differences in bacterivory and demography of *Diaphanosoma mongolianum* (Cladocera) in relation to diet and previous exposure to cyanobacteria in nature. *Aquat Ecol*. 55:1225–1239. <http://doi:10.1007/s10452-021-09892-z>
- 48- Güntzel AM, Rocha O, Santos-Wisniewski MJ, Matsumura-Tundisi T. 2002. Diversity of littoral Cladocera (Macrothricidae and Ilyocryptidae) from Brazilian lakes and reservoirs, with some remarks on the life cycle of *Macrothrix flabelligera* , Smirnov, 1992. *SIL Proceedings, 1922-2010*. 28:1070–1075. <http://doi:10.1080/03680770.2001.11901882>.
- 49- Panarelli EA, Kawamura HAO, Elmoor-Loureiro LMA, Sousa FDR, Corgosinho PHC, Previattelli D, Rocha CEF. 2019. Life history of *Karualona muelleri* (Richard, 1897) (Chydoridae, Aloninae). *J Limnol*. 78. <http://doi:10.4081/jlimnol.2019.1848>

- 50- Muro-Cruz G, Nandini S, Sarma SSS. 2002. Comparative Life Table Demography and Population Growth of *Alona rectangula* and *Macrothrix triserialis* (Cladocera: Crustacea) in Relation to Algal (*Chlorella vulgaris*) Food Density. J Freshw Ecol. 17:1–11. <http://doi:10.1080/02705060.2002.9663862>
- 51- Reis KP. 2020. Biodiversidade de comunidades zooplanctônicas em lagoas salinas e de água doce do Pantanal Sulmatogrossense: aspectos taxonômicos, funcionais e ecológicos. Tese (Ecologia e Recursos Naturais). Universidade Federal de São Carlos. <https://repositorio.ufscar.br/bitstream/handle/ufscar/13763/Tese%20Karin%20Reis.pdf?sequence=3&isAllowed=y>
- 52- Benider A, Tifnouti A, Pourriot R. 2002. Growth of *Moina macrocopa* (Straus 1820) (Crustacea, Cladocera): influence of trophic conditions, population density and temperature. Hydrobiologia. 468:1–11. <http://doi:10.1023/A:1015214530485>
- 53- Sipaúba-Tavares LH, Bachion MA. 2002. Population growth and development of two species of Cladocera, *Moina micrura* and *Diaphanosoma birgei*, in laboratory. Brazilian Journal of Biology. 62:701–711. <http://doi:10.1590/S1519-69842002000400018>.
- 54- Gama-Flores JL, Huidobro-Salas ME, Sarma SSS, Nandini S, Zepeda-Mejia R, Gulati RD. 2015. Temperature and age affect the life history characteristics and fatty acid profiles of *Moina macrocopa* (Cladocera). J Therm Biol. 53:135–142. <http://doi:10.1016/j.jtherbio.2015.10.005>
- 55- Castilho MC de A, Wisniewski MJ dos S, Abreu CB de, Orlando TC. 2015. Life history and DNA barcode of *Oxyurella longicaudis* (Birgei, 1910) (Cladocera, Anomopoda, Chydoridae). Zool Stud. 54:20. <http://doi:10.1186/s40555-014-0104-5>
- 56- Nandini S, Sarma SSS. 2006. Ratio of neonate to adult size explains life history characteristics in cladoceran zooplankton. Acta hydrochim. hydrobiol. 34: 474-479. <https://doi.org/10.1002/aheh.200600642>
- 57- Braghin, L.S.M., Dias, J.D., Simões, N.R. *et al.* 2021. Food availability, depth, and turbidity drive zooplankton functional diversity over time in a Neotropical floodplain. *Aquat Sci* **83**, 10. <https://doi.org/10.1007/s00027-020-00763-7>
- 58- Barnett, A. J., Finlay, K. & Beisner, B. E. (2013). Functional diversity of crustacean zooplankton communities: Towards a trait-based classification. *Freshwater Biology*, 52, 796-813. HTTP://DOI: 10.1111/j.1365-2427.2007.01733.x. *Freshwater Biology*, 58, 1755–1765.
- 59- Dodson, S. I. & Brooks, J. L. (1965). Predation , Body Size , and Composition of Plankton. *Science*, 150, 28–35. <https://www.jstor.org/stable/1717947>
- 60- Elmoor-Loureiro, L. M. (1997). Manual de identificação de cladóceros Límnicos do Brasil.
- 61- Fryer, G. (1996). Diapause, a potent force in the evolution of freshwater crustaceans. *Hydrobiologia*, 320, 1–14.
- 62- Koste, W. (1978). Rotatoria die Rädertiere Mitteleuropas begründet von Max Voight. Monogononta. Gebrüder B, Berlin.
- 63- Paggi, S. J. (1978). Introduccion al estudio de lós rotíferos. *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral*, 9, 19–49.
- 64- Perbiche-Neves, G., Boxshall, G. A, Previattelli, D., Nogueira, M. G. & Rocha, C. E. F. (2015). Identification guide to some Diaptomid species (Crustacea, Copepoda, Calanoida, Diaptomidae) of “de la Plata” River Basin (South America). *ZooKeys*, 111, 1–111. <https://doi.org/10.3897/zookeys.497.8091>

- 65- Joko, C. Y. (2011). Taxonomia de rotíferos monogonontas da planície de inundação do alto rio Paraná (MS/PR). Universidade Estadual de Maringá.
- 66- Lynch, M. 1980. The evolution of cladoceran life histories. The Quarterly Review of Biology, 55(1): 23-42. <https://www.jstor.org/stable/2826078>
- 67- Barnett, A.J., Finlay, K., Beisner, B. E. 2007. Functional diversity of crustacean zooplankton communities: towards a trait-based classification. Freshwater Biology, 52(5): 796-813. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01733.x>
- 68- Sousa FDR, Elmoor-Loureiro LMA, Santos S. 2016. New findings of Hexalona -branch representatives in Brazil, with a description of Prenda gen. nov. (Crustacea: Anomopoda: Aloninae). J Nat Hist. 50:2727–2768. <http://doi:10.1080/00222933.2016.1208302>.
- 69- Gazulha V. Zooplâncton Límnico - Manual Ilustrado. 1st ed. Gazulha V, editor. Rio de Janeiro: Technical books; 2012.
- 70- Smirnov NN. 1996. Cladocera: The Chydorinae and Sayciinae (Chydoridae) of the world. Amsterdam, SPB Academic Publishing, 197 p.
- 71- Sousa FDR, Elmoor-Loureiro LMA, Santos S. 2015. Redescription of *Coronatella poppei* (Richard, 1897) (Crustacea, Branchiopoda, Chydoridae) and a revision of the genus in Brazil, with descriptions of new taxa. Zootaxa. 3955:211. <http://doi:10.11646/zootaxa.3955.2.3>
- 72- Sousa FDR, Elmoor-Loureiro LMA, Mugnai R, Panarelli EA, Paggi JC. 2018. A revision of the genus Disparalona (Cladocera, Chydorinae) in South America. Eur J Taxon. <http://doi:10.5852/ejt.2018.460>.
- 73- Sousa FDR, Rangel ER, Silva MLC da, Joko CY, Elmoor-Loureiro LMA. 2017. An update for cladoceran fauna (Crustacea, Branchiopoda) from Lake Paranoá, Central Brazil, with the first description of a male of *Leydigiopsis ornata* Daday, 1905. Nauplius. 25. <http://doi:10.1590/2358-2936e2017029>.
- 74- Moreira RA, dos Santos Silva E, Sanches ALM, Freitas EC, Vieira BH, Reghini MV, de Mello Batista H, da Silva Pinto TJ, dos Santos Wisniewski MJ, Espindola ELG, et al. 2021. Impact of Simulated Pesticide Spray Drift and Runoff Events on the Structural and Functional Zooplankton Diversity in Tropical Freshwater Microcosms. Water Air Soil Pollut. 232:315. <http://doi:10.1007/s11270-021-05265-2>.
- 75- Rizo EZC, Gu Y, Papa RDS, Dumont HJ, Han B-P. Identifying functional groups and ecological roles of tropical and subtropical freshwater Cladocera in Asia. Hydrobiologia. 2017;799:83–99. <http://doi:10.1007/s10750-017-3199-y>.
- 76- Sousa FDR, Elmoor-Loureiro L. 2017. ZIP code matters: *Nicsmirnovius paggii* , a new species from fitzpatriki -complex (Cladocera: Chydoridae) does not co-occur with Nicsmirnovius incredibilis. J Nat Hist. 51:2247–2270. <http://doi:10.1080/00222933.2017.1358773>.
- 77- Elías-Gutiérrez M, Kotov A, Granados-Ramírez J. 2005. Moina dumonti sp. nov. (Cladocera, Anomopoda, Moinidae) from southern Mexico and Cuba, with comments on moinid limbs. Crustaceana. 78:41–57. <http://doi:10.1163/1568540054024565>.
- 78- Sousa FDR, Elmoor-Loureiro LMA, Santos S. Position of the dentifera-group in the Coronatella-branch and its relocation to a new genus: Magnospina gen. n. (Crustacea, Chydoridae, Aloninae). Zookeys. 2016;586:95–119. <http://doi:10.3897/zookeys.586.8209>.
- 79- Sinev AY. 2015. Revision of the pulchella-group of Alona s. lato leads to its translocation to Ovalona Van Damme et Dumont, 2008 (Branchiopoda: Anomopoda:

Chydoridae). Zootaxa. 4044:451. <http://doi:10.11646/zootaxa.4044.4.1>.

Tabela 3- Porcentagem de inércia para eixos e autovalores da análise RLQ para espécies zooplanctônica.

Variáveis	Axis 1	Axis 2
Projected inertia (%)	90.71	8.83
Cumulative projected inertia (%)	90.71	99.54
Eigenvalues	4.47	0.43
Total inertia	4.93	

Tabela 4- Resultados da diversidade funcional da Estação Ecológica de Taiamã nos anos de 2018 a 2020. Ponto= RP (Rio Paraguai), RB (Rio Bracinho), CP (Campo); Richness= Riqueza de espécie por ponto; RaoQ= riqueza funcional; FEve= uniformidade funcional; FDiv= divergência funcional.

Ano	Fase do hidroperíodo	Ponto	Riqueza	RaoQ	FEve	FDiv
2018	Cheia	RP	20	2.926	0.617	0.839
2018	Cheia	RB	35	2.639	0.567	0.832
2018	Cheia	CP	14	1.178	0.463	0.950
2018	Vazante	RP	28	2.069	0.520	0.781
2018	Vazante	RB	17	0.699	0.447	0.792
2018	Vazante	CP	41	1.602	0.406	0.762
2018	Seca	RP	36	2.200	0.558	0.855
2018	Seca	CP	36	1.552	0.524	0.782
2018	Enchente	RP	33	1.491	0.469	0.781
2018	Enchente	RB	22	0.719	0.488	0.640
2018	Enchente	CP	31	2.102	0.519	0.812
2019	Cheia	RB	36	1.698	0.480	0.751

2019	Cheia	CP	32	1.729	0.468	0.706
2019	Vazante	RB	27	2.054	0.599	0.822
2019	Vazante	CP	16	1.886	0.451	0.908
2019	Seca	RP	40	1.861	0.522	0.874
2019	Seca	RB	34	1.226	0.468	0.711
2019	Seca	CP	37	1.857	0.540	0.711
2019	Enchente	RP	27	1.893	0.479	0.780
2019	Enchente	RB	45	2.875	0.524	0.789
2019	Enchente	CP	28	0.744	0.362	0.728
2020	Cheia	RB	27	0.659	0.494	0.676
2020	Cheia	CP	23	2.631	0.362	0.943
2020	Vazante	RP	32	1.440	0.531	0.684
2020	Vazante	RB	27	1.520	0.414	0.764
2020	Vazante	CP	32	2.276	0.608	0.860
2020	Seca	RP	31	2.569	0.633	0.735
2020	Seca	RB	38	2.281	0.623	0.832
2020	Seca	CP	32	2.110	0.617	0.790
2020	Enchente	RP	30	2.005	0.562	0.678
2020	Enchente	RB	32	2.370	0.652	0.688
2020	Enchente	CP	31	1.379	0.475	0.761

Apêndice B: Dessecação prolongada reduz eclosão de ovos dormentes de zooplâncton: impactos das mudanças hidrológicas na biodiversidade aquática do Pantanal Norte

Tabela 5- Coleção de dados dos pontos amostras nos anos de 2021 e 2022 na Estação Ecológica de Taiamã. Estão presentes as coordenadas geográficas dos pontos amostrados e o nome de cada ponto. As variáveis mensuradas foram: T= temperatura; pH= potencial hidrogeniônico; EC= condutividade elétrica; DO= oxigênio dissolvido; Profundidade (cm); Transparência (cm); Am.= Amônia; Nit.= Nitrato; TN= Nitrogênio total; Orth.= Ortofosfato; TP= Fósforo total.

Anos	Pontos	Latitude	Longitude	T (C°)	pH	EC	OD (mg/L)	Prof(cm)	Transp(cm)
2021	Baia 1	16°50'37.64"S	57°39'13.72"O	32,70	5,93	0,05	0,47	149	44
2021	Baia 2	16°51'57.31"S	57°39'49.75"O	30,70	5,93	0,05	0,73	159	56
2021	Baia 3	16°55'28.60"S	57°36'41.50"O	29,33	5,86	0,05	0,53	109	94
2021	Campo	16°48'40.64"S	57°39'10.70"O	30,93	6,13	0,05	1,43	140	28
2021	Rio Paraguai	16°50'50.24"S	57°35'11.80"O	29,87	5,93	0,05	1,22	184	36
2021	Rio Bracinho	16°49'9.93"S	57°32'23.62"O	29,85	6,09	0,05	1,10	174	37
2022	Baia 1	16°50'37.64"S	57°39'13.72"O	27,8	7,31	0,06	5,3	33	33
2022	Baia 2	16°51'57.31"S	57°39'49.75"O	27,8	7,31	0,06	5,44	21	21
2022	Baia 3	16°55'28.60"S	57°36'41.50"O	28,51	6,01	0,06	5,49	32	32
2022	Campo	16°48'40.64"S	57°39'10.70"O	28,30	6,74	0,06	5,47	22	22
2022	Rio Paraguai	16°50'50.24"S	57°35'11.80"O	28,50	6,59	0,06	5,52	24	24
2022	Rio Bracinho	16°49'9.93"S	57°32'23.62"O	27,91	7,04	0,06	5,38	18	18