



Universidade de Brasília - UnB

Faculdade UnB de Planaltina - FUP

Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais - PPGCA

GUSTAVO FERNANDES GRANJEIRO

**ESTRUTURA E DINÂMICA DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA EM
DIFERENTES AMBIENTES DO CERRADO**

Orientador: Prof. Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira

Linha de Pesquisa: Manejo e conservação de recursos naturais

Brasília/DF



Universidade de Brasília - UnB

Faculdade UnB de Planaltina - FUP

Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais - PPGCA

GUSTAVO FERNANDES GRANJEIRO

**ESTRUTURA E DINÂMICA DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA EM
DIFERENTES AMBIENTES DO CERRADO**

Dissertação apresentada como requisito para a obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade de Brasília.

Orientador: Prof. Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira

Linha de Pesquisa: Manejo e conservação de recursos naturais

Brasília/DF

Fe Fernandes Granjeiro, Gustavo
Estrutura e dinâmica da comunidade zooplactônica em
diferentes ambientes do Cerrado / Gustavo Fernandes
Granjeiro; orientador Ludgero Cardoso Galli Vieira. --
Brasília, 2020.
59 p.

Dissertação (Mestrado - Mestrado em Ciências Ambientais)
- Universidade de Brasília, 2020.

1. Zooplâncton. 2. Cerrado. 3. Metacomunidades. 4.
Nictemeral. I. Cardoso Galli Vieira, Ludgero, orient. II.
Título.

Agradecimentos

Em primeiro lugar, agradeço a minha família por ter acreditado e apoiado os meus sonhos de vida. Ao meu namorado, Raflem Christian Matos dos Santos, que sempre esteve ao meu lado e acreditou no meu potencial acadêmico. Obrigado por todo o carinho, apoio e paciência que recebi de vocês nesse período.

Agradeço ao meu orientador, Ludgero C. G. Vieira, pela orientação e prontidão sempre que eu precisei. Você é um exemplo para mim. Ao pessoal do PELD COFA – (*Functional connectivity and anthropic disturbs*) por cederem as amostras para a realização de parte do trabalho e, em especial, ao Ruan Faquim por sempre ser solícito às necessidades. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo apoio financeiro.

Agradeço aos meus amigos do Núcleo de Estudos e Pesquisas Ambientais e Limnológicas (NEPAL): Adriana Carneiro, Aline Souza, Ana Caroline, Carla Albuquerque, Cleber Kraus, Gabriela Gomes, Glauber Neves, Gleicon Queiroz de Brito, Hasley Rodrigo, Hugo Barbosa, João Paulo Motta, Leonardo Beserra, Leonardo Gomes, Maísa Vieira, Pedro Martins, Renata Vilar, Sérgio Fernandes, Thallia Santana.

Resumo

As zonas ripárias do Cerrado têm sido constantemente degradadas, alterando as relações físicas, químicas, e biológicas nos ambientes aquáticos. Para o zooplâncton, a qualidade do ambiente é determinante, pois estes respondem às alterações ambientais. Além disso, alguns trabalhos mostraram que o zooplâncton pode ter uma distribuição vertical em um ciclo nictemeral ou alteração no padrão de distribuição na coluna de água ao longo do dia, de forma que podem variar entre os diferentes horários e profundidades. Todas essas adaptações são importantes para explorar melhores recursos e para fuga de predação. Desta forma, o presente estudo tem como objetivo: (i) avaliar os efeitos da paisagem, das características ambientais e modificações antrópicas sobre as comunidades zooplanctônicas em riachos na região da Floresta Nacional de Silvânia (FLONA) e entorno; (ii) identificar os padrões de migração vertical nictemeral da comunidade zooplanctônica e identificar os fatores intervenientes em tal processo no Lago Dumbá Grande, na bacia do rio Araguaia. Para riachos, nenhum dos conjuntos de dados foi identificado como explicativos da estrutura e variabilidade da comunidade zooplanctônica. Assim, a redistribuição local causada por perturbações imprevisíveis pode ter introduzido um componente estocástico nas espécies nos riachos. No lago Dumbá Grande, a migração vertical nictemeral foi demonstrada como uma estratégia importante para a maioria dos grupos pertencentes à comunidade zooplanctônica.

Palavras-chave: Zooplâncton, Cerrado, Metacomunidades, Nictemeral

Abstract

The riparian zones of the Cerrado have been constantly degraded, changing the physical, chemical, and biological relationships in aquatic environments. For zooplankton, the quality of the environment is crucial, as they respond to environmental changes. In addition, some studies have shown that zooplankton can have a vertical distribution in a nictemeral cycle or change in the distribution pattern in the water column throughout the day, so that they can vary between different times and depths. All of these adaptations are important for exploring better resources and for escaping predation. Thus, the present study aims to: (i) evaluate the effects of the landscape, environmental characteristics and anthropic changes on zooplanktonic communities in streams in the Silvânia National Forest (FLONA) and surroundings; (ii) to identify the nictemeral vertical migration patterns of the zooplankton community and to identify the intervening factors in such process in Lago Dumbá Grande, in the Araguaia River basin. For streams, none of the data sets was identified as explaining the structure and variability of the zooplanktonic community. Thus, local redistribution caused by unpredictable disturbances may have introduced a stochastic component in species in streams. In the lake Dumbá Grande, vertical migration nictemeral was demonstrated as an important strategy for most groups belonging to the zooplankton community.

Keywords: Zooplankton, Cerrado, Metacommunities, Nictemeral

Sumário

APRESENTAÇÃO GERAL	8
REFERÊNCIAS	10
 INFLUÊNCIA DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO E DAS ZONAS RIPÁRIAS NA BIODIVERSIDADE ZOOPLANCTÔNICA	
RESUMO	13
INTRODUÇÃO.....	13
MATERIAL E MÉTODOS	16
ÁREA DE ESTUDO	16
COLETA DE DADOS	17
PROCEDIMENTOS LABORATORIAIS.....	18
ANÁLISE DE DADOS.....	19
RESULTADOS.....	20
REFERÊNCIAS	28
 DISTRIBUIÇÃO VERTICAL DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA NO LAGO DUMBÁ GRANDE, RIO ARAGUAIA, MATO GROSSO, BRASIL	
RESUMO	38
INTRODUÇÃO.....	38
MATERIAL E MÉTODOS.....	40
ÁREA DE ESTUDO	40
AMOSTRAGEM DOS DADOS	41
ANÁLISE DE DADOS.....	42
RESULTADOS.....	42
REFERÊNCIAS	57

Apresentação Geral

O Cerrado possui uma área de aproximadamente 2 milhões de km², constituindo o segundo maior bioma brasileiro e um dos principais biomas tropicais da Terra, sendo um dos centros prioritários (*hotspots*) para a preservação da biodiversidade, por possuir elevada riqueza biológica e alto grau de endemismo (KLINK; MACEDO; MUELLER, 1995; MYERS et al., 2000). Encontram-se ainda, no Cerrado, as nascentes das principais bacias hidrográficas do Brasil, como a Paraná-Paraguai, São Francisco e Tocantins-Araguaia (DIAS, 1992), além de um intrincado conjunto de sistemas lóticos e lênticos. Apesar da grande importância, a cobertura original do Cerrado vem sendo substituída principalmente por atividades agropecuárias (KLINK; MACHADO, 2005; SANO et al., 2008). Estas áreas são conhecidas por possuírem elevado valor para biodiversidade, porém a contínua degradação do Cerrado acarreta no desaparecimento de processos ecológicos (ACCORDI; BARCELLOS, 2006; SOUSA; ELMOOR-LOUREIRO, 2008).

Ecosistemas, em especial os aquáticos, são excelentes para a observação de padrões e processos ecológicos, uma vez que estão sujeitos às variações ambientais e biológicas, tanto ao longo do espaço como ao longo do tempo (FERNANDES et al., 2014; LEIBOLD et al., 2004). Estes ambientes estão entre os mais ameaçados do mundo (DUDGEON et al., 2006), devido ao desmatamento, erosão, compactação do solo, destruição da vegetação ripária, assoreamento, deposição de nutrientes, transporte de contaminantes, como pesticidas e metais pesados, e a eutrofização, decorrentes da crescente expansão humana e produção agropecuária (MARTINELLI; FILOSO, 2008).

Essas atividades geram uma grande perda de vegetação nativa e, conseqüentemente, uma mudança na dinâmica dos ecossistemas aquáticos (LIU; ZHANG; ZHANG, 2008; MARTINELLI et al., 2010), uma vez que existe uma relação intrínseca do ambiente aquático com o ambiente terrestre (CUMMINS, 1974; HYNES, 1975). Allan e Flecker (1993) demonstraram que a degradação do ambiente, perda de habitats e a poluição estão entre as maiores ameaças a biodiversidade de sistemas lóticos, e afetam aspectos do funcionamento do ecossistema aquático, como a produtividade e estabilidade do meio.

Essas modificações no ambiente alteram as comunidades planctônicas (SILVA et al., 2014), como o zooplâncton, que é constituído por diferentes grupos taxonômicos (e.g. amebas testáceas, rotíferos e microcrustáceos), que apresentam ciclos de vida distintos (BONECKER et al., 2013), respondem rapidamente às propriedades do meio e

mudanças ambientais, por terem um ciclo de vida rápido. Além de terem grande importância na cadeia trófica, espécies de zooplâncton são importantes indicadores biológicos do grau de contaminação ou seja, da qualidade ambiental de sistemas aquáticos (SIMÕES et al., 2015; ZETTLER et al., 2013), por apresentarem respostas específicas a determinados impactos nos ecossistemas, como mudanças qualitativas, quantitativas, funcionais e estruturais das comunidades (DESROSIERS et al., 2013).

Zooplâncton é um termo que compreende organismos heterotróficos, protistas ou metazoários, com diferentes características sistemáticas, que têm a coluna d'água como habitat principal (ESTEVES, 2011). No caso dos ambientes límnicos, este grupo é representado em maior parte por cladóceros, copépodes, rotíferos e amebas testáceas, que possuem papel essencial na transferência de energia entre os diferentes níveis tróficos (PEREIRA et al., 2011). Uma característica importante desse grupo de organismos é a capacidade de responder rapidamente às alterações ambientais, seja por variações na abundância de indivíduos, na riqueza de espécies ou na composição da comunidade (BESSA et al., 2011).

Sabe-se que os organismos zooplanctônicos não se distribuem de maneira uniforme na massa de água dos ecossistemas aquáticos, sendo sua distribuição espacial fortemente influenciada por variações nos fatores ambientais, hidrológicos e biológicos do ecossistema. Sabe-se ainda que as condições, como radiação solar e temperaturas da água, podem variar em ambientes aquáticos em um ciclo de 24 horas. Em resposta a essas mudanças, o zooplâncton pode realizar deslocamentos. Tais movimentos são também conduzidos pela disponibilidade de alimento, pressão de predação, relações intraespecíficas e fatores endógenos. De tal modo, organismos zooplanctônicos tendem a mover-se para a superfície ou para as camadas mais profundas ao longo do dia (HUTCHINSON, 1967; MARGALEF, 1983; WETZEL; LIKENS, 1991).

O conhecimento das preferências ambientais de uma espécie pode ser aplicado em comparações temporais e espaciais para detectar mudanças nas condições abióticas ou para avaliar o status do habitat. Neste contexto, o objetivo geral deste estudo será compreender a estrutura e dinâmica do zooplâncton em diferentes ambientes do Cerrado. No primeiro capítulo, serão avaliados os efeitos da paisagem, características ambientais e modificações antrópicas nas comunidades zooplanctônicas de riachos, que apresentam diferentes graus de impacto em relação ao uso de solo. No segundo capítulo, será avaliada a distribuição vertical e nictemeral (um ciclo de 24 horas) das

comunidades zooplantônicas em zonas pelágicas do Lago Dumbá Grande, na bacia do rio Araguaia.

Referências

ACCORDI, I. A.; BARCELLOS, A. Composição da avifauna em oito áreas úmidas da Bacia Hidrográfica do Lago Guaíba, Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 14, n. 2, p. 101–115, 2006.

ALLAN, J. D.; FLECKER, A. S. Biodiversity conservation in running waters. **BioScience**, v. 43, n. 1, p. 32–43, 1993.

BESSA, G. F. et al. Concordance patterns in zooplankton assemblages in the UHE-Luís Eduardo Magalhães reservoir in the Mid-Tocantins river, Tocantins State, Brazil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 33, n. 2, p. 179–184, 2011.

BONECKER, C. C. et al. Temporal changes in zooplankton species diversity in response to environmental changes in an alluvial valley. **Limnologica**, v. 43, n. 2, p. 114–121, 2013.

CUMMINS, K. W. Structure and function of stream ecosystems. **BioScience**, v. 24, n. 11, p. 631–641, 1974.

DESROSIERS, C. et al. Bioindicators in marine waters: benthic diatoms as a tool to assess water quality from eutrophic to oligotrophic coastal ecosystems. **Ecological indicators**, v. 32, p. 25–34, 2013.

DIAS, B. F. DE S. **Alternativas de desenvolvimento dos cerrados; manejo e conservacao dos recursos naturais renováveis**. [s.l.] Fundacao Pro-Natureza, Brasília, DF (Brasil), 1992.

DUDGEON, D. et al. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. **Biological reviews**, v. 81, n. 2, p. 163–182, 2006.

ESTEVES, F. DE A. **Fundamentos de limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2011.

FERNANDES, I. M. et al. Spatiotemporal dynamics in a seasonal metacommunity structure is predictable: the case of floodplain-fish communities. **Ecography**, v. 37, n. 5, p. 464–475, 2014.

HUTCHINSON, G. E. **A treatise on limnology, introduction to lake biology and the limnoplankton.** [s.l.] Wiley, 1967. v. 2

HYNES, H. B. N. The stream and its valley: With 4 figures and 2 tables in the text.

Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie:

Verhandlungen, v. 19, n. 1, p. 1–15, 1975.

KLINK, C. A.; MACEDO, R. H.; MUELLER, C. C. De grão em grão o Cerrado perde espaço. **World Wildlife Fund, Brasilia, Brazil**, 1995.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. Conservation of the Brazilian cerrado.

Conservation biology, v. 19, n. 3, p. 707–713, 2005.

LEIBOLD, M. A. et al. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. **Ecology letters**, v. 7, n. 7, p. 601–613, 2004.

LIU, X.; ZHANG, X.; ZHANG, M. Major factors influencing the efficacy of vegetated buffers on sediment trapping: A review and analysis. **Journal of Environmental Quality**, v. 37, n. 5, p. 1667–1674, 2008.

MARGALEF, R. **Limnología.** [s.l.] Omega Barcelona, 1983. v. 1009

MARTINELLI, L. A. et al. Agriculture in Brazil: impacts, costs, and opportunities for a sustainable future. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 2, n. 5–6, p. 431–438, 2010.

MARTINELLI, L. A.; FILOSO, S. Expansion of sugarcane ethanol production in Brazil: environmental and social challenges. **Ecological applications**, v. 18, n. 4, p. 885–898, 2008.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853, 2000.

PEREIRA, A. P. S. et al. Biodiversidade e estrutura da comunidade zooplancônica na Sub-bacia Hidrográfica do Rio Poxim, Sergipe, Brasil. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 6, n. 2, p. 191–205, 2011.

SANO, E. E. et al. Mapeamento semidetalhado do uso da terra do Bioma Cerrado.

Pesquisa agropecuária brasileira, v. 43, n. 1, p. 153–156, 2008.

SILVA, L. H. S. et al. Drivers of phytoplankton, bacterioplankton, and zooplankton

carbon biomass in tropical hydroelectric reservoirs. **Limnologia**, v. 48, p. 1–10, 2014.

SIMÕES, N. R. et al. Impact of reservoirs on zooplankton diversity and implications for the conservation of natural aquatic environments. **Hydrobiologia**, v. 758, n. 1, p. 3–17, 2015.

SOUSA, F. D. R.; ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. Cladóceros fitófilos (Crustacea, Branchiopoda) do Parque Nacional das Emas, estado de Goiás. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 1, p. 159–166, 2008.

WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological methods** Springer-Verlag, New York, , 1991.

ZETTLER, M. L. et al. On the myths of indicator species: issues and further consideration in the use of static concepts for ecological applications. **PLoS One**, v. 8, n. 10, 2013.

CAPÍTULO 1

Influência do uso e ocupação do solo e das zonas ripárias na biodiversidade zooplanctônica em riachos localizados no município de Silvânia, Goiás, Brasil

Resumo

As zonas ripárias do Cerrado têm sido degradadas para criação de áreas de cultivo e pastagem, alterando as relações físicas, químicas, e biológicas nos rios. As alterações da cobertura da terra ocasionam alterações nos sistemas, incluindo nos corpos hídricos. Nesse sentido, a consequência dessas alterações origina alterações nas comunidades zooplanctônicas, onde a qualidade do ambiente pode ser determinante, pois estes respondem rapidamente as alterações ambientais e, por isso, são utilizados em estudos de compreensão dos efeitos de uso e conversão do solo próximo a corpos hídricos. Desta forma, o presente estudo tem como objetivo avaliar os efeitos dos preditores ambientais locais, da paisagem, espaciais e modificações antrópicas nas comunidades zooplanctônicas. O estudo foi realizado nas microbacias da Floresta Nacional de Silvânia (FLONA) e entorno, localizada na porção leste do Estado de Goiás, município de Silvânia. Para as amostragens físico-químicas da água e do zooplâncton foram selecionados 20 pontos amostrais, compreendendo a bacia do Rio Vermelho e microbacias a ele associadas. Foram identificadas 88 espécies de zooplâncton das quais 49 foram de de tecamebas, 18 de cladóceros, 16 de rotíferos e cinco de copépodes. Nenhum dos conjuntos de dados ambientais, de paisagem e espacial explicou a variabilidade na estrutura da comunidade zooplantônica. Assim, a distribuição local causada por perturbações imprevisíveis pode ter introduzido um componente estocástico à variação de riqueza e densidade das espécies nos riachos, e pode ter mascarado os efeitos de outros fatores ambientais locais e do espaço sobre a comunidade zooplanctônica.

Palavras-chave: Cerrado, Metacomunidades, Impactos, Antropização, Paisagem

Introdução

A zona ripária tem sido caracterizada como um espaço de interface que contém as porções do ecossistema terrestre (vegetação e solo) próximas ao ecossistema aquático, que diretamente afetam ou são afetados um pelo outro (GREGORY et al.,

1991). As atividades antrópicas nessas áreas, como o uso agropecuário, podem resultar em solos mais expostos, ocasionando alteração das relações físicas, químicas e biológicas desse sistema, com consequente perda de habitat e impactos negativos para a biota (ALLAN, 2004; ALMENDINGER; MURPHY; ULRICH, 2014; KARR; SCHLOSSER, 1978; SCHLOSSER, 1991). A degradação das zonas ripárias faz com que os corpos hídricos fiquem mais expostos e suscetíveis ao assoreamento (ORTEGA; RAZOLA; GARZÓN, 2014) e, além disso, o uso de herbicidas, fertilizantes e pesticidas oriundos de atividades agrícolas próximos às zonas ripárias degradadas podem ser lixiviados diretamente para os cursos d'água (AGUIAR JR et al., 2015; BROETTO et al., 2014; DUDGEON, 2011; KALAVROUZIOS; DRAKATOS, 2002; ZALIDIS et al., 2002).

Além de manter a heterogeneidade do habitat aquático, as zonas ripárias tem função de reter sedimentos e contaminantes das áreas adjacentes. O desmatamento dessas áreas diminui a capacidade de tamponamento de poluentes para os rios, uma vez que a presença da vegetação reduz o transporte de nutrientes, atuando como um amortecedor contra os impactos, pois retêm sedimentos e substâncias que poderiam assorear, eutrofizar e poluir os cursos d'água (AGUIAR JR et al., 2015; DUDGEON, 2011; KARR; SCHLOSSER, 1978; LOWRANCE et al., 1997; NAIMAN; DECAMPS, 1997).

A vegetação ripária tem influência em várias escalas no ambiente aquático e os impactos agrícolas nos ecossistemas de riachos prejudicam a qualidade do habitat e alteram a disponibilidade de recursos e, portanto, afetam as características estruturais das comunidades de organismos aquáticos (ALLAN; CASTILLO, 2007; JOHNSON, 2005; LORION; KENNEDY, 2009). Para o zooplâncton, a qualidade do ambiente é determinante, pois estes respondem rapidamente às alterações ambientais. Assim, a composição de espécies e a abundância do zooplâncton podem ser alteradas em função de variações no meio, o que os tornam importantes para o biomonitoramento e análise da qualidade da água (ODEMIS; EVRENDILEK, 2007). Por isso, o zooplâncton também é utilizado como indicador de estado trófico, que está relacionado à concentração de nutrientes e matéria orgânica de um corpo hídrico (HARPER, 2012; NIXON, 1995) que tem efeitos sobre as comunidades biológicas. Para o zooplâncton, essas alterações podem ocorrer na diversidade, como no aumento ou diminuição da

densidade da comunidade (BRITO; MAIA-BARBOSA; PINTO-COELHO, 2011; ESTEVES, 2011; MARCELINO, 2007).

O zooplâncton é taxonomicamente diverso e possui representantes de vários filos e, por isso, possui diversos atributos que o torna um indicador biológico eficaz de condições do meio e variação ambiental, ou seja, a composição zooplanctônica pode responder às variações abióticas, tais como pH, temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido, turbidez e metais pesados, devido a diferenças nas tolerâncias fisiológicas de diferentes espécies (ANAS et al., 2017).

Deste modo, o biomonitoramento tem se tornado uma prática essencial em todos os ambientes aquáticos, especialmente naqueles que têm sofrido pressões de origem antrópica (SALA et al., 2000), pois auxilia na compreensão do meio e dos efeitos de uso e conversão do solo próximo a corpos hídricos (SERRANO; GONZÁLEZ-FLOR; GORCHS, 2010). Um sistema robusto de bioavaliação requer um entendimento dos processos ecológicos que estruturam as comunidades e, por isso, a identificação dos mecanismos que impulsionam a variação das comunidades locais é fundamental para a ecologia de comunidades, pois processos ambientais e espaciais que operam em várias escalas podem moldar a diversidade da comunidade local. Nesse sentido, surge o conceito de metacomunidade, definido como um conjunto de comunidades locais ligadas por dispersão de várias espécies potencialmente interagentes, que fornece uma estrutura sólida para explicar a importância de tais processos na ocorrência de espécies em um sistema de habitat conectadas, de modo que as comunidades são estruturadas por interações entre diferentes processos (ANAS et al., 2017; LEIBOLD et al., 2004; STENDERA et al., 2012; WILSON, 1992; ZHAO et al., 2017).

Se a composição da comunidade é predita principalmente por variáveis ambientais, parâmetros físico-químicos, regime de perturbação e produtividade, os mecanismos relacionados a nichos são considerados os principais impulsionadores das metacomunidades e as espécies são classificadas entre os habitats (HEINO; MYKRÄ, 2008; VANORMELINGEN et al., 2008). Uma visão alternativa mostra que a estrutura das comunidades locais se diferencia principalmente devido a processos estocásticos, determinando as variações na ocorrência e abundância das espécies dentro da comunidade (HUBBELL, 2001). Em um esforço para revelar os principais mecanismos que impulsionam a variação espacial nas comunidades locais, vários estudos

investigaram a importância relativa dos gradientes ambientais e processos espaciais na formação da estrutura da metacomunidade (DE BIE et al., 2012; HEINO, 2013).

Desta forma, a compreensão sobre como a integridade das zonas ripárias e a estrutura das comunidades do zooplâncton têm sido importante nas estratégias de avaliação, monitoramento, manejo e conservação de rios, riachos e nascentes (NAIMAN; DECAMPS, 1997), pois espécies e populações podem ser impactadas de diversas maneiras frente aos diferentes tipos de uso e ocupação do solo (KING; BAKER, 2010). Nesse sentido, o objetivo desse trabalho é avaliar os efeitos da paisagem, características ambientais e modificações antrópicas nas comunidades zooplanctônicas. Esse trabalho pretende responder as seguintes perguntas: (i) O estado trófico e a integridade das zonas ripárias influenciam os atributos da comunidade zooplanctônica, tais como composição e riqueza de espécies e abundância de indivíduos? (ii) Qual a importância relativa dos preditores ambientais locais, da paisagem e espaciais na estruturação da comunidade zooplanctônica? Espera-se que as variáveis ambientais locais atuem estruturando a comunidade zooplanctônica.

Material e métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado em microbacias da Floresta Nacional de Silvânia (FLONA) e entorno, localizadas na porção leste do Estado de Goiás, município de Silvânia, com área total de 486,67 hectares (ha) (Figura 1). O município possui uma área de 2.345,94 km² e 19.089 habitantes (IBGE, 2010). O clima na região, segundo Koeppen (1948) é classificado como Aw (tropical chuvoso), com um verão quente e chuvoso (outubro-março) e inverno seco e frio (abril-setembro). Na FLONA-Silvânia são encontrados vários tipos de fitofisionomias que compõem o bioma Cerrado, tais como: campo sujo, cerrado sentido restrito, cerradão, mata seca e mata de galeria.

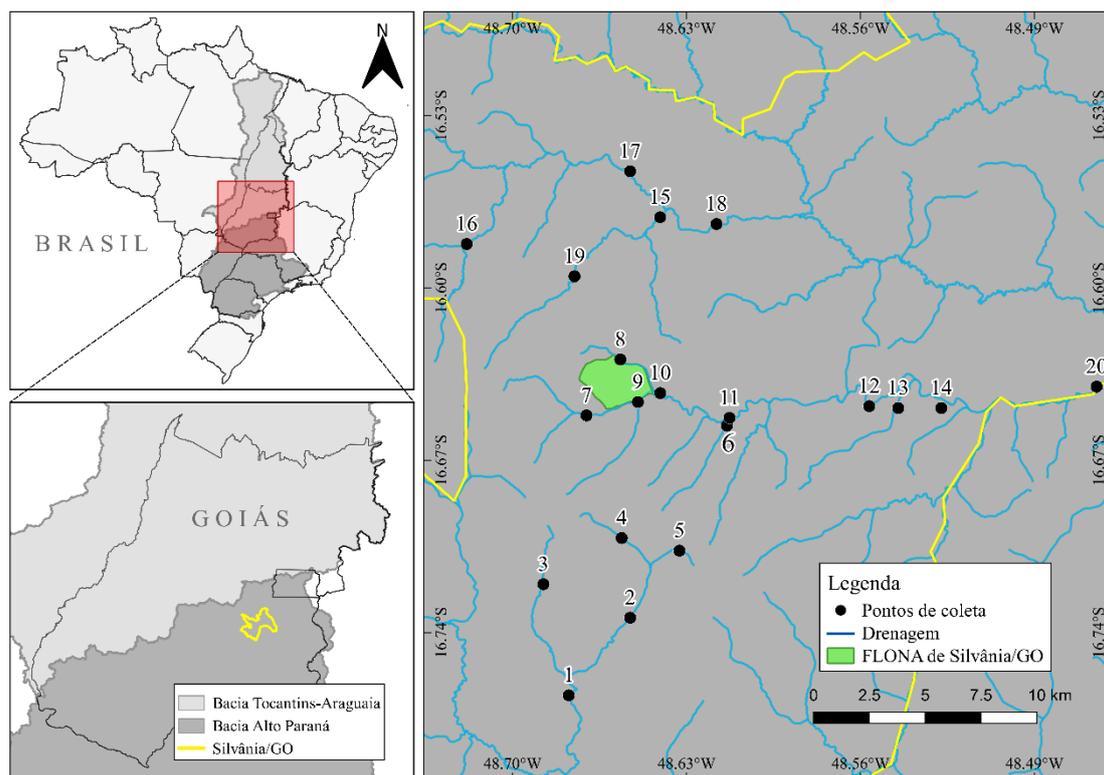


Figura 1. Localização da Floresta Nacional de Silvânia e dos 20 pontos amostrais localizados na Floresta Nacional de Silvânia e seu entorno.

Coleta de dados

As coletas foram realizadas nas datas de 23 a 27 de agosto e de 01 a 03 de setembro de 2017. Para as amostragens foram selecionados 20 pontos amostrais, compreendendo a bacia do Rio Vermelho, que está dentro da FLONA, e as microbacias ao seu entorno (Figura 1). Os pontos amostrais foram selecionados por apresentarem diferentes gradientes de impacto em relação ao uso de solo, variando desde áreas altamente preservadas, com matas ripárias nativas, até locais fortemente impactados, com solo exposto.

Para a amostragem do zooplâncton, foi realizada uma coleta em cada ponto com o auxílio de uma rede de plâncton com abertura de malha de 68 μ m, na qual 300L de água foram filtrados em cada ponto amostral. Cada amostra foi fixada em formalina a 5% e concentrada em um volume de 100mL.

As medidas físicas e químicas locais foram realizadas nos 20 pontos, a partir da média dos valores obtidos em um trecho total de 80 metros em cada local, com medidas equidistantes de 10 metros. As características ambientais físicas e químicas da água

foram obtidas com auxílio de uma sonda multiparâmetros (marca *Manta 2 Water Quality Sonde*) e por meio de análises laboratoriais. Os dados obtidos foram: Temperatura da água, pH, Potencial de Oxirredução (mV), Condutividade elétrica, Profundidade (m), *Blue-green* algas (cells/mL), Clorofila-a (ug/l), Rodamina (ug/l), Reação de Oxirredução (HDO), Reação de Oxirredução Porcentagem (HDO%), Turbidez (NTU), transparência, oxigênio dissolvido (mg/L), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO5 mg/L), Nitrato (mg/L), Nitrogênio Total (mg/L), Nitrogênio Amoniacal (mg/L), Fósforo Total (mg/L), Sólidos Totais Dissolvido (mg/L), Sólidos Totais (Resíduo - mg/L), Carbono Orgânico Total (mg/L), Ferro (mg/L), Coliformes Totais (NPM/100ml) e *Escherichia coli* (NPM/100ml).

Os dados de variáveis de paisagem analisados foram: a porcentagem de vegetação natural, pastagem, agricultura, silvicultura e área urbana no entorno de cada ponto. Para isso, a cobertura do solo e a vegetação nativa do Bioma Cerrado, foram obtidas a partir de imagens obtidas do projeto TerraClass Cerrado (<http://www.dpi.inpe.br/tccerrado/>). Os dados para paisagem foram obtidos da elaboração de buffers da bacia a partir da classificação das áreas vegetacionais em paisagem natural (área preservada), pastagem, agricultura e silvicultura (Brasil, 2015).

Para cada ponto amostral foram construídos diferentes buffers a montante do riacho com larguras fixas de 50 e 100 metros. Os buffers foram feitos com três diferentes comprimentos, 100m, 500m e ao longo de todo curso do riacho (área da bacia), até a nascente. Desta forma, obteve-se as diferentes métricas de cobertura vegetal para cada ponto amostral. Os dados espaciais foram obtidos a partir das coordenadas geográficas de cada ponto amostrado.

Procedimentos laboratoriais

Em laboratório, as amostras de zooplâncton foram filtradas em malha de 20 µm e concentradas em 100 mL, dos quais 10 mL foram subamostrados com o auxílio de uma pipeta tipo Hensen-Stempel e contadas numa câmara de Sedgewick-Rafter, utilizando microscópio óptico. Posteriormente, uma análise qualitativa foi realizada com novas subamostras até que novos táxons não fossem mais encontrados.

Índice de Estado Trófico (IET)

O Índice do Estado Trófico é composto pelo Índice do Estado Trófico para o fósforo - IET (PT) e o Índice do Estado Trófico para a clorofila a - IET (CL),

modificados por Lamparelli (2004) e estabelecidos para ambientes lóticos conforme as equações:

$$\text{IET (CL)} = 10 \times (6 - ((-0,7 - 0,6 \times (\ln \text{CL})) / \ln 2)) - 20$$

$$\text{IET (PT)} = 10 \times (6 - ((0,42 - 0,36 \times (\ln \text{PT})) / \ln 2)) - 20$$

Onde:

PT é a concentração de fósforo total medida à superfície da água, em $\mu\text{g.L}$;

CL é a concentração de clorofila a medida à superfície da água, em $\mu\text{g.L}$;

Os limites estabelecidos por Lamparelli (2004) para as diferentes classes de trofia para rios são: ultraoligotrófico ($\text{IET} \leq 47$), oligotrófico ($47 < \text{IET} \leq 52$), mesotrófico ($52 < \text{IET} \leq 59$), eutrófico ($59 < \text{IET} \leq 63$), supereutrófico ($63 < \text{IET} \leq 67$) e hipereutrófico ($\text{IET} > 67$).

O IET final foi à média aritmética simples dos índices relativos ao fósforo total e a clorofila.

Análise de dados

Inicialmente, as unidades amostrais foram categorizadas em três classes, com base nos valores de porcentagem de cobertura florestal, usando o método k-mean (Legendre e Legendre 2012): baixa (1% a 23%), média (23% a 28%) e alta (28% a 37%). Para comparar a riqueza e densidade da comunidade zooplancônica com os diferentes níveis de Índice de Estado Trófico e Cobertura Florestal e verificar se houveram diferenças significativas entre os tratamentos, tanto de forma geral quanto par a par, foi realizada uma Análise Multivariada Permutacional de Variância usando Matrizes de Distância (PERMANOVA), através da função *adonis2*, do pacote *vegan*. Para isso, os dados de densidade foram convertidos à matriz de distâncias de Bray-Curtis e os de riqueza por Jaccard, na própria análise.

Para evitar que as espécies raras apresentem grande influência nas análises, a matriz de abundância de espécies foi previamente padronizada pelo método de hellinger (LEGENDRE; GALLAGHER, 2001). Visando uma maior parcimônia e redução do número de variáveis explanatórias foi medida a colinearidade entre as variáveis dentro da matriz preditora. Esta dependência linear foi feita a partir dos fatores de inflação da variância (VIF), onde os valores acima de 10 foram removidos. Após isto, as variáveis foram selecionadas baseadas na análise *forward selection*, utilizando dois critérios de parada de seleção de variáveis (BORCARD; GILLET; LEGENDRE, 2018).

Após isso, foi realizada uma análise de redundância (RDA) se o teste for significativo com a forward selection e para reduzir o risco de acrescentar muitas variáveis utilizou-se como primeiro critério de parada a significância e como segundo critério o R^2 ajustado (BLANCHET; LEGENDRE; BORCARD, 2008). Desta forma, apenas variáveis que apresentaram valor significativo e R^2 ajustado menores do que o modelo global foram inseridas. Esta análise foi realizada pelo pacote adespatial (DRAY et al., 2018).

Foi realizada uma árvore de regressão multivariada (MRT) para modelar as relações entre as espécies e as características ambientais. Para isso, é feito agrupamentos das unidades amostrais definidos por valores limites das variáveis explanatórias (DE'ATH, 2002). Posteriormente, o modelo foi combinado com a análise de espécies indicadoras (IndVal) para selecionar as espécies que mais contribuem para a variância explicada de cada agrupamento (BORCARD; GILLET; LEGENDRE, 2018).

Uma análise de espécies indicadoras foi realizada para avaliar se as espécies de zooplâncton podem indicar os níveis de Índice de Estado Trófico, a partir do índice de valor indicativo (indval) da análise (LEGENDRE; LEGENDRE, 2012).

Todas as análises foram realizadas no programa estatístico R (R Development Core Team, 2015).

Resultados

Os 20 pontos amostrados foram classificados em diferentes níveis tróficos, como ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico e eutrófico, de acordo com o Índice de Estado Trófico (IET). Também foram classificados de acordo com a porcentagem de Cobertura Florestal (CF), como baixa (23%), média (28%) e alta (35%) (Tabela MS1). Não houve uma relação significativa entre a riqueza de espécies e a densidade de organismos zooplanctônicos com o Índice de estado trófico e com a porcentagem de cobertura florestal (Tabela 1).

Foram identificadas 88 espécies de zooplâncton nos pontos amostrados, distribuídos em 32 gêneros e 23 famílias (Tabela MS2). Do total de espécies, 49 foram de amebas testáceas, 18 de cladóceros, 16 de rotíferos e 5 de copépodes. Os pontos que apresentaram maiores valores em relação à riqueza de espécies foram 1, 5 e 4, respectivamente. Por outro lado, os pontos 17, 18 e 20 apresentaram as menores

riquezas de espécies zooplancônicas (Figura MS1). A densidade variou de 500 ind/m³ (ponto 17) a 5.700 ind/m³ (ponto 3) (Figura MS2). Em geral, as amebas testáceas contribuíram com a maior densidade, com exceção do ponto 3, onde os cladóceros tiveram maior densidade.

As variáveis ambientais de paisagem e espaciais não foram preditores importantes da comunidade zooplancônica, para dados de densidade e ocorrência de espécies nos riachos avaliados (Tabela 2).

A análise MRT calculada para os vinte locais amostrados no estudo indicou uma divisão de seis grupos e conseguiu explicar 39.6% da variação da estrutura da comunidade zooplancônica nos riachos (Figura 4). O primeiro e mais forte fator de separação foi o pH, este nó explicou 9.11% na variação dos dados, e os principais taxa que contribuíram para a explicação deste agrupamento foram *Chydorus eurynotus*, *Moina minuta*, *Diaphanosoma spinulosum*, *Alona yara* e *Brachionus* sp. (Grupo 6), que estão relacionadas com valores de pH menores que 6.20. O segundo nó dividiu as comunidades de acordo com os valores de *Escherichia coli* e explicou 8.25% da variação na comunidade, na qual as espécies *Notodiptomus* sp.2, *Bosminopsis deitersi* e *Bosmina hagmanni* (Grupo 1) estiveram relacionadas à valores maiores que 1020. O próximo fator responsável pela separação do nó foi novamente o pH e explicou 8.82%, porém nenhuma espécie foi indicadora desta folha. A turbidez foi responsável pela separação do quarto nó da análise, na qual as espécies *Euglypha tubercula* e *Trichocerca* sp. (Grupo 5) estiveram associadas à valores de turbidez menores que 4.79 NTU. Finalmente, o quinto nó da MRT revelou uma descontinuidade relacionada à demanda bioquímica por oxigênio (DBO), explicando 6,37% da variação da comunidade zooplancônica, onde as espécies *Lecane signifera* e *Lepadella* sp. (Grupo 3) foram relacionadas à DBO menor que 1.9 mg/L, enquanto que as espécies *Keratella cochlearis*, *Brachionus falcatus* e *Trichocerca similis* (Grupo 4) estavam relacionadas à DBO maior que 1.9 mg/L.

A Análise de Espécies Indicadoras sugere que as espécies de copépodes *Thermocyclops* sp. (valor indicador, IV, = 0.6, p = 0.043) e *Notodiptomus* sp.1 (IV = 0.69, P = 0.017) eram indicativas de riachos mesotróficos, e a espécie de rotífero *Keratella americana* (IV = 0,66, P = 0,04) era indicativa de riachos oligotróficos. O rotífero *Lecane signifera* (IV = 0,78, P = 0,046) e as amebas testáceas *Arcella gibbosa*

mitriformis (IV = 0,82, P = 0,35), *Euglypha acanthophora* (IV = 0,68, P = 0,032) e *Euglypha denticulata* (IV = 0,8, P = 0,042) foram indicadoras de riachos eutrofizados.

Tabela 1. Resultados da PERMANOVA comparando a riqueza e densidade do Zooplâncton com o Índice de Estado Trófico (IET) e Cobertura Florestal (CF).

Zooplâncton	Comparativo	R ²	F	P
Riqueza	IET	0.161	1.015	0.429
	CF	0.108	1.026	0.403
	IET x CF	0.146	0.922	0.765
Densidade	IET	0.16	1.005	0.471
	CF	0.106	1.001	0.501
	IET x CF	0.145	0.907	0.727

Tabela 2. Resultados das análises de redundância para a comunidade zooplanctônica. R²adj = coeficiente de determinação ajustado, p = valor de significância.

Variável	R ² adj	P
Ambiental	0.013	0.46
Paisagem	0.006	0.406
Espacial	0.003	0.405

Discussão

A eutrofização é um conjunto de efeitos biológicos consequentes do aumento na concentração de nutrientes e matéria orgânica em um corpo hídrico. Esteves e Sendacz (1988), Marcelino (2007) e Brito, Maia-Barbosa e Pinto-Coelho (2011) afirmam que alterações na composição e densidade de zooplâncton estão também associadas ao estado trófico da água. No presente estudo, espécies de copépodes foram indicadoras de ambientes mesotróficos, uma espécie de rotífero de ambiente oligotrófico e amebas testáceas de ambientes eutróficos. Já Nogueira (2001), Sendacz, Caleffi e Santos-Soares, (2006) e Parra et al. (2009) mostraram que em ambientes eutróficos existem uma predominância de copépodes e rotíferos. Já em ambientes oligotróficos, cladóceros estiveram bem associados, por serem filtradores.

Variações ambientais em ecossistemas aquáticos fluviais são comuns ao longo do tempo e no espaço, principalmente pela presença constante de um fluxo de água. Para Velho, Lansac-Tôha e Bini (2003), o tipo de ambiente (lótico ou lântico) apresenta influência sobre o zooplâncton, principalmente para as amebas testáceas. O fluxo de água associado à baixa capacidade de nado dos organismos zooplanctônicos possivelmente influenciou a ausência de relação dos preditores locais ambientais e espaciais das comunidades zooplanctônicas nesses ambientes (ASTORGA et al., 2012; DE BIE et al., 2012).

Riachos costumam ser mais rasos e apresentaram maior velocidade de corrente que provocam agitação da água e revolvimento do sedimento e, por isso, o compartimento planctônico e o sedimento podem apresentar maior interação. Este fato se relaciona com os resultados encontrados, uma vez que a comunidade zooplanctônica foi representada principalmente pelas amebas testáceas. Velho et al. (2004) estudaram a ocorrência desses organismos no compartimento planctônico e observaram maiores densidades em ambientes que apresentavam características hidrológicas de ambientes lóticos. Também observaram que no período de seca foram registradas maiores densidades de tecamebas, devido à diminuição da profundidade e largura dos reservatórios, permitindo então maior troca entre o sedimento e o plâncton. A predominância das famílias Diffllugidae, Centropyxidae e Arcellidae, durante o estudo, entre os protozoários tecados, também está de acordo com o padrão de composição frequentemente verificado para este grupo em ambientes lóticos (LANSAC-TÔHA et al., 2014; MUCIO ALVES et al., 2008).

A estrutura de um ecossistema é um conjunto de processos dinâmicos, determinísticos e estocásticos, que ocorrem dentro e entre pontos de diferentes escalas (PICKET; WHITE, 1985). As variáveis ambientais, de paisagem e espaciais não tiveram efeito significativo sobre a estrutura das comunidades zooplanctônicas nos ambientes avaliados nesse estudo. A falta de preditores pode indicar o alcance de processos estocásticos na estrutura da metacomunidade zooplanctônica nos riachos analisados, ou seja, regulamentada por eventos aleatórios de nascimento, mortalidade, dispersão, colonização, especiação e extinção, que operam entre espécies funcionalmente equivalentes (CHASE, 2007; HUBBELL, 2001). Os ecossistemas lóticos são dirigidos, em grande parte, por fatores estocásticos e as evidências atuais mostram que esses fatores alcançam a sua maior importância nos ambientes de água corrente, onde o estresse hidráulico é maior, principalmente com uma dinâmica de períodos de cheia e seca (DODDS et al., 2004; JOHNSON; RICHARDSON; NAIMO, 1995; THORP; CASPER, 2003; WARD et al., 2002).

Espécies de grupos de organismos zooplanctônicos apresentaram diferenças em relação à importância dos fatores ambientais, como evidenciado nos resultados da MRT, que mostraram que diferentes espécies de diferentes grupos de zooplâncton (amebas testadas, cladóceros, copépodes e rotíferos) foram indicadores de algumas variáveis ambientais, como pH, *E. coli*, turbidez e demanda bioquímica de oxigênio, o que pode refletir diretamente nas diferenças em características como traços funcionais, reprodução e capacidade de dispersão (ALLEN; GILLOOLY, 2006; CÁCERES; SOLUK, 2002; DE BIE et al., 2012).

Anas (2012) destaca a adequação do zooplâncton como extremamente sensível ao estresse ácido. Além disso, demonstra o uso de atributos da comunidade zooplanctônica para refletir o grau de acidificação, como o uso de presença e ausência de espécies indicadoras para caracterizar o nível de estresse ácido. Morgan (1985) sugeriu que a produtividade primária era o processo mais provável capaz de elevar o pH, de forma que o pH pode ser visto como um filtro que permite que apenas espécies tolerantes sobrevivam. Em contrapartida, Morgan (1986) não encontrou evidências de que houve alterações significativas nos padrões de abundância dos taxa dominantes em resposta à mudança de pH, mostrando que ainda há muita incerteza na literatura sobre como o pH alterado causa mudanças nas comunidades zooplanctônicas.

Escherichia coli são organismos que podem refletir as condições prevalentes de uma fonte de água. Essas bactérias têm sido usadas para avaliar a qualidade geral da água rapidamente às mudanças ambientais, pois podem ser indicadores efetivas de poluição orgânica que geram alterações na qualidade da água e podem afetar diretamente o zooplâncton (DULIĆ et al., 2008; GANNON; STEMBERGER, 1978). As concentrações de *E. coli* na água ocorre principalmente pelo carreamento de material orgânico e fecal por meio do escoamento superficial em áreas rurais e urbanas, além de galerias pluviais para os riachos (WHO, 2003).

O transporte e entrada de material alóctone nesses ecossistemas podem ser favorecidos por fatores como a precipitação e o nível de integridade da vegetação ripária, que resultam em uma variação ambiental representada por mudanças no processamento de matéria orgânica, absorção de nutrientes, concentrações de oxigênio. Moghraby (1977) atribuiu o desaparecimento do zooplâncton ao aumento da concentração de partículas em suspensão, pois uma alta quantidade desse material pode afetar diretamente o zooplâncton em relação aos os aparelhos respiratórios e natatórios e, indiretamente, diminuindo a penetração de luz e, em consequência, a produção de algas.

O aumento de sólidos suspensos e o crescimento de algas podem ocasionar um aumento da demanda bioquímica de oxigênio e nem todas as espécies de zooplâncton conseguem sobreviver em maiores teores de DBO (menor concentração de oxigênio), em particular para rotíferos (ARAUZO, 2003; LAWS, 2017). No entanto, essas partículas em suspensão podem atuar sobre o zooplâncton de maneira variada. Podem constituir uma outra fonte de alimentos para os organismos, na forma de bactérias e/ou detritos orgânicos, assim como aumentar a produção de fitoplâncton.

Espécies de rotíferos estiveram associadas ao aumento da turbidez, pois esses organismos são considerados mais oportunistas, que possuem altas taxas de consumo e assimilação de um amplo espectro de recursos alimentares, o que permite a eles colonizar mesmos os ambientes mais instáveis (ALLAN, 1976; LAIR, 2006). Alguns trabalhos realizados no Brasil registram uma diversidade de rotíferos tanto em ambientes oligotróficos quanto em eutróficos (NOGUEIRA, 2001). A presença de sedimentos em suspensão, o que caracteriza a turbidez favorece o desenvolvimento de rotíferos e inibe, por exemplo, o desenvolvimento de cladóceros, uma vez que o excesso de partículas em suspensão interfere na alimentação dos cladóceros (KIRK; GILBERT, 1990).

A alta diversidade de espécies e taxa reprodutiva relativamente rápida faz com que os organismos zooplanctônicos apresentem uma amplitude de respostas adaptativas à dinâmica ambiental e se tornem importantes organismos indicadores de determinadas condições ambientais (GASCA et al., 1996; SCHULER; CHASE; KNIGHT, 2017; STOCH et al., 2009; STRECKER; BRITAIN, 2017). Além disso, a plasticidade apresentada por organismos zooplanctônicos pode favorecer não só a diversificação de nichos, mas também a de se tornarem mais resistentes às pressões antropogênicas e se destacarem em ambientes mais degradados (KEPPELER et al., 2010; KUCZYŃSKA-KIPPEN; BASIŃSKA, 2014; ZHAI; HŘÍVOVÁ; PETERKA, 2015).

Conclusão

Visto que em riachos já é esperado uma grande variação estocástica e como nesse estudo não foi considerado as interações bióticas, uma grande porcentagem de variabilidade não explicada já poderia ter sido esperada. No caso, nenhum dos conjuntos de dados foi considerado explicativo da estrutura e variabilidade da comunidade zooplanctônica. Assim, a distribuição local causada por perturbações imprevisíveis pode ter introduzido um componente estocástico à variação de riqueza e densidade das espécies nos riachos, e pode ter mascarado os efeitos de outros fatores ambientais locais e do espaço sobre a comunidade zooplanctônica. É por isso que compreender o maior número de processos possíveis que conduzem o funcionamento dos ecossistemas fluviais é fundamental para orientar os programas que visam minimizar os efeitos antrópicos sobre estes ecossistemas.

Estudos quanto à avaliação trófica e influência da vegetação riparia em ecossistemas de riachos podem ajudar a detectar e prever a eutrofização nesses ambientes e as consequências para a biota, em especial para o zooplâncton que costumam responder às alterações ambientais. Esse tipo de entendimento influencia na definição de soluções que garantam um manejo mais efetivo e aproveitamento dos usos múltiplos desses sistemas. No Brasil, principalmente no Cerrado, tem-se observado uma maior preocupação com o acelerado processo de degradação das zonas ripárias de riachos, devido ao grande desenvolvimento populacional nos últimos anos, que tem afetado os processos naturais desses ecossistemas. Variações das características físicas e químicas da água causadas pela eutrofização, podem acarretar um desequilíbrio das

comunidades bióticas desse ecossistema, como para zooplâncton, que podem ser indicadores de distúrbios ambientais.

Por fim, é interessante ressaltar a possibilidade de insuficiência amostral da comunidade e, por isso, um estudo posterior que avaliasse com mais detalhes os componentes ambientais e espaciais, e se eles se alteram temporalmente seria indicado. Como este estudo não contemplou uma série temporal, o momento da amostragem pode ter refletido uma situação em que a variação na estrutura da metacomunidade poderia ter sido explicada por outras condições não avaliadas. Sob esse ponto de vista, estudos de longa duração, que visem o entendimento dos efeitos da eutrofização sobre a estrutura da comunidade zooplanctônica, podem trazer respostas mais consolidadas sobre a estruturação dessa comunidade e auxiliar no estabelecimento de estratégias de manejo apropriadas para manutenção da biota.

Referências

AGUIAR JR, T. R. et al. Nutrient removal effectiveness by riparian buffer zones in rural temperate watersheds: the impact of no-till crops practices. **Agricultural Water Management**, v. 149, p. 74–80, 2015.

ALLAN, J. D. Life history patterns in zooplankton. **The American Naturalist**, v. 110, n. 971, p. 165–180, 1976.

ALLAN, J. D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.**, v. 35, p. 257–284, 2004.

ALLAN, J. D.; CASTILLO, M. M. **Stream ecology: structure and function of running waters**. [s.l.] Springer Science & Business Media, 2007.

ALLEN, A. P.; GILLOOLY, J. F. Assessing latitudinal gradients in speciation rates and biodiversity at the global scale. **Ecology Letters**, v. 9, n. 8, p. 947–954, ago. 2006.

ALMENDINGER, J. E.; MURPHY, M. S.; ULRICH, J. S. Use of the Soil and Water Assessment Tool to scale sediment delivery from field to watershed in an agricultural landscape with topographic depressions. **Journal of environmental quality**, v. 43, n. 1, p. 9–17, 2014.

ANAS, M. U. M. **Zooplankton as indicators to detect and track the degree of acid-stress to lake ecosystems** Faculty of Graduate Studies and Research, University of Regina, , 2012.

ANAS, M. U. M. et al. Scale-dependent effects of natural environmental gradients, industrial emissions and dispersal processes on zooplankton metacommunity structure: implications for the bioassessment of boreal lakes. **Ecological Indicators**, v. 82, p. 484–494, 2017.

ARAUZO, M. Harmful effects of un-ionised ammonia on the zooplankton community in a deep waste treatment pond. **Water Research**, v. 37, n. 5, p. 1048–1054, 2003.

ASTORGA, A. et al. Distance decay of similarity in freshwater communities: do macro-and microorganisms follow the same rules? **Global Ecology and Biogeography**, v. 21, n. 3, p. 365–375, 2012.

BLANCHET, F. G.; LEGENDRE, P.; BORCARD, D. Modelling directional spatial processes in ecological data. **ecological modelling**, v. 215, n. 4, p. 325–336, 2008.

BORCARD, D.; GILLET, F.; LEGENDRE, P. **Numerical ecology with R**. [s.l.] Springer, 2018.

BRITO, S. L.; MAIA-BARBOSA, P. M.; PINTO-COELHO, R. M. Zooplankton as an indicator of trophic conditions in two large reservoirs in Brazil. **Lakes & Reservoirs: Research & Management**, v. 16, n. 4, p. 253–264, 2011.

BROETTO, T. et al. Soils and surface waters as affected by long-term swine slurry application in Oxisols of southern Brazil. **Pedosphere**, v. 24, n. 5, p. 585–594, 2014.

CÁCERES, C. E.; SOLUK, D. A. Blowing in the wind: a field test of overland dispersal and colonization by aquatic invertebrates. **Oecologia**, v. 131, n. 3, p. 402–408, 2002.

CHASE, J. M. Drought mediates the importance of stochastic community assembly. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 104, n. 44, p. 17430–17434, 2007.

DE'ATH, G. Multivariate regression trees: a new technique for modeling species–environment relationships. **Ecology**, v. 83, n. 4, p. 1105–1117, 2002.

DE BIE, T. et al. Body size and dispersal mode as key traits determining metacommunity structure of aquatic organisms. **Ecology letters**, v. 15, n. 7, p. 740–747, 2012.

DODDS, W. K. et al. Life on the edge: the ecology of Great Plains prairie streams. **BioScience**, v. 54, n. 3, p. 205–216, 2004.

DRAY, S. et al. **Package ‘adespatial’**, 2018.

DUDGEON, D. **Tropical stream ecology**. [s.l.] Elsevier, 2011.

DULIĆ, Z. et al. Estimation of irrigation water quality using coliform bacteria, zooplankton and zoobenthos as indicators. **Archives of Biological Sciences**, v. 60, n. 1, p. 11–12, 2008.

EL MOGHRABY, A. I. A study on diapause of zooplankton in a tropical river-The Blue Nile. **Freshwater Biology**, v. 7, n. 3, p. 207–212, 1977.

ESTEVES, F. DE A. **Fundamentos de limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2011.

ESTEVES, K. E.; SENDACZ, S. Relações entre a biomassa do zooplâncton eo estado trófico de reservatórios do Estado de São Paulo. **Acta Limnol. Brasil**, v. 2, p. 587–604, 1988.

GANNON, J. E.; STEMBERGER, R. S. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. **Transactions of the American Microscopical Society**, p. 16–35, 1978.

GASCA, R. et al. Introducción al estudio del zooplancton marino. **El Colegio de la**

Frontera Sur (ECOSUR)/CONACYT, México, 1996.

GREGORY, S. V et al. An ecosystem perspective of riparian zones. **BioScience**, v. 41, n. 8, p. 540–551, 1991.

HARPER, D. **Eutrophication of freshwaters: principles, problems and restoration.** [s.l.] Springer Science & Business Media, 2012.

HEINO, J. Does dispersal ability affect the relative importance of environmental control and spatial structuring of littoral macroinvertebrate communities? **Oecologia**, v. 171, n. 4, p. 971–980, 2013.

HEINO, J.; MYKRÄ, H. Control of stream insect assemblages: roles of spatial configuration and local environmental factors. **Ecological Entomology**, v. 33, n. 5, p. 614–622, 2008.

HUBBELL, S. P. **The unified neutral theory of biodiversity and biogeography (MPB-32).** [s.l.] Princeton University Press, 2001.

IBGE. Instituto Brasileiro de geografia e Estatística. **Censo demográfico**, v. 2010, 2010.

JOHNSON, B. L.; RICHARDSON, W. B.; NAIMO, T. J. Past, present, and future concepts in large river ecology. **BioScience**, v. 45, n. 3, p. 134–141, 1995.

JOHNSON, R. K. Bioassessment of freshwater ecosystems: using the reference condition approach. **Freshwater Biology**, v. 50, n. 1, p. 199, 2005.

KALAVROUZOTIS, I. K.; DRAKATOS, P. A. Irrigation of certain Mediterranean plants with heavy metals. **International journal of environment and pollution**, v. 18, n. 3, p. 294–300, 2002.

KARR, J. R.; SCHLOSSER, I. J. Water resources and the land-water interface. **Science**, v. 201, n. 4352, p. 229–234, 1978.

KEPPELER, E. C. et al. Rotifera, Eurotatoria, Lecanidae, *Lecane monostyla* (DADAY, 1897): new occurrence for state of Acre. **Ensaios e Ciência: Ciências Biológicas, Agrárias e da Saúde**, v. 14, n. 1, p. 9–14, 2010.

KING, R. S.; BAKER, M. E. Considerations for analyzing ecological community thresholds in response to anthropogenic environmental gradients. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 29, n. 3, p. 998–1008, 2010.

KIRK, K. L.; GILBERT, J. J. Suspended clay and the population dynamics of planktonic rotifers and cladocerans. **Ecology**, v. 71, n. 5, p. 1741–1755, 1990.

KOEPPEN, W. *Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra.* 1948.

KUCZYŃSKA-KIPPEN, N.; BASIŃSKA, A. Habitat as the most important influencing factor for the rotifer community structure at landscape level. **International Review of Hydrobiology**, v. 99, n. 1–2, p. 58–64, 2014.

LAIR, N. A review of regulation mechanisms of metazoan plankton in riverine ecosystems: aquatic habitat versus biota. **River Research and Applications**, v. 22, n. 5, p. 567–593, 2006.

- LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. 2004. 238f**Tese (Doutorado)-Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, , 2004.
- LANSAC-TÔHA, F. A. et al. Structure of the testate amoebae community in different habitats in a neotropical floodplain. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n. 1, p. 181–190, 2014.
- LAWS, E. A. **Aquatic pollution: an introductory text.** [s.l.] John Wiley & Sons, 2017.
- LEGENDRE, P.; GALLAGHER, E. D. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. **Oecologia**, v. 129, n. 2, p. 271–280, 2001.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. F. **Numerical ecology (Vol. 24) Elsevier**Amsterdam, , 2012.
- LEIBOLD, M. A. et al. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. **Ecology letters**, v. 7, n. 7, p. 601–613, 2004.
- LORION, C. M.; KENNEDY, B. P. Relationships between deforestation, riparian forest buffers and benthic macroinvertebrates in neotropical headwater streams. **Freshwater biology**, v. 54, n. 1, p. 165–180, 2009.
- LOWRANCE, R. et al. Water quality functions of riparian forest buffers in Chesapeake Bay watersheds. **Environmental Management**, 1997.
- MARCELINO, S. C. Zooplâncton como bioindicadores do estado trófico na seleção de áreas aquícolas para piscicultura em tanque-rede no reservatório da UHE Pedra no Rio de Contas, Jequié-BA. **Universidade Federal Rural de Pernambuco**, 2007.
- MORGAN, M. D. Photosynthetically elevated pH in acid waters with high nutrient content and its significance for the zooplankton community. **Hydrobiologia**, v. 128, n. 3, p. 239–247, 1985.
- MORGAN, M. D. The effect of altered pH on zooplankton community structure in a disturbed New Jersey pine barrens pond. **Journal of Freshwater Ecology**, v. 3, n. 4, p. 467–476, 1986.
- MUCIO ALVES, G. et al. Fluctuations of testate amoebae populations (Rhizopoda) in plankton from different environments on the upper Paraná River floodplain, Brazil. **International Review of Hydrobiology**, v. 93, n. 2, p. 227–242, 2008.
- NAIMAN, R. J.; DECAMPS, H. The ecology of interfaces: riparian zones. **Annual review of Ecology and Systematics**, v. 28, n. 1, p. 621–658, 1997.
- NIXON, S. W. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. **Ophelia**, v. 41, n. 1, p. 199–219, 1995.
- NOGUEIRA, M. G. Zooplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Parapanema River), São Paulo, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 455, n. 1–3, p. 1–18, 2001.
- ODEMIS, B.; EVRENDILEK, F. Monitoring water quality and quantity of national watersheds in Turkey. **Environmental monitoring and assessment**, v. 133, n. 1–3, p. 215–229, 2007.
- ORTEGA, J. A.; RAZOLA, L.; GARZÓN, G. Recent human impacts and change in

dynamics and morphology of ephemeral rivers. **Natural Hazards and Earth System Sciences**, 2014.

PARRA, G. et al. Short term fluctuations of zooplankton abundance during autumn circulation in two reservoirs with contrasting trophic state. **Limnetica**, v. 28, n. 1, p. 175–184, 2009.

PICKET, S. T. A.; WHITE, P. S. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. **Orlando (FL): Academic**, 1985.

SALA, O. E. et al. Global biodiversity scenarios for the year 2100. **science**, v. 287, n. 5459, p. 1770–1774, 2000.

SCHLOSSER, I. J. Stream fish ecology: a landscape perspective. **BioScience**, v. 41, n. 10, p. 704–712, 1991.

SCHULER, M. S.; CHASE, J. M.; KNIGHT, T. M. Habitat size modulates the influence of heterogeneity on species richness patterns in a model zooplankton community. **Ecology**, v. 98, n. 6, p. 1651–1659, 2017.

SENDACZ, S.; CALEFFI, S.; SANTOS-SOARES, J. Zooplankton biomass of reservoirs in different trophic conditions in the state of São Paulo, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 1B, p. 337–350, 2006.

SERRANO, L.; GONZÁLEZ-FLOR, C.; GORCHS, G. Assessing vineyard water status using the reflectance based water index. **Agriculture, ecosystems & environment**, v. 139, n. 4, p. 490–499, 2010.

STENDERA, S. et al. Drivers and stressors of freshwater biodiversity patterns across different ecosystems and scales: a review. **Hydrobiologia**, v. 696, n. 1, p. 1–28, 2012.

STOCH, F. et al. Biodiversity indicators in European ground waters: towards a predictive model of stygobiotic species richness. **Freshwater Biology**, v. 54, n. 4, p. 745–755, 2009.

STRECKER, A. L.; BRITTAIN, J. T. Increased habitat connectivity homogenizes freshwater communities: historical and landscape perspectives. **Journal of Applied Ecology**, v. 54, n. 5, p. 1343–1352, 2017.

THORP, J. H.; CASPER, A. F. Importance of biotic interactions in large rivers: an experiment with planktivorous fish, dreissenid mussels and zooplankton in the St. Lawrence River. **River Research and Applications**, v. 19, n. 3, p. 265–279, 2003.

VANORMELINGEN, P. et al. The relative importance of dispersal and local processes in structuring phytoplankton communities in a set of highly interconnected ponds. **Freshwater Biology**, v. 53, n. 11, p. 2170–2183, 2008.

VELHO, L. F. M. et al. Testate amoebae abundance in plankton samples from Paraná State reservoirs. **Acta Scientiarum**, v. 26, n. 4, p. 415–419, 2004.

VELHO, L. F. M.; LANSAC-TÔHA, F. A.; BINI, L. M. Influence of environmental heterogeneity on the structure of testate amoebae (Protozoa, Rhizopoda) assemblages in the plankton of the upper Paraná river floodplain, Brazil. **International Review of Hydrobiology: A Journal Covering all Aspects of Limnology and Marine Biology**, v. 88, n. 2, p. 154–166, 2003.

WARD, J. V et al. Riverine landscape diversity. **Freshwater Biology**, v. 47, n. 4, p.

517–539, 2002.

WHO, W. H. O. **Guidelines for safe recreational water environments: Coastal and fresh waters**. [s.l.] World Health Organization, 2003. v. 1

WILSON, D. S. Complex interactions in metacommunities, with implications for biodiversity and higher levels of selection. **Ecology**, v. 73, n. 6, p. 1984–2000, 1992.

ZALIDIS, G. et al. Impacts of agricultural practices on soil and water quality in the Mediterranean region and proposed assessment methodology. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 88, n. 2, p. 137–146, 2002.

ZHAI, M.; HRŤÍVOVÁ, D.; PETERKA, T. The harpacticoid assemblages (Copepoda: Harpacticoida) in the Western Carpathian spring fens in relation to environmental variables and habitat age. **Limnologica**, v. 53, p. 84–94, 2015.

ZHAO, K. et al. Metacommunity structure of zooplankton in river networks: Roles of environmental and spatial factors. **Ecological Indicators**, v. 73, p. 96–104, 2017.

Material Suplementar

Tabela MS1. Classificação dos diferentes pontos em relação ao Índice de Estado Trófico (IET) e porcentagem de Cobertura Florestal (CF).

Pontos	IET	Classificação	CF	Classificação
1	49.34	Oligotrófico	24%	Baixa
2	37.20	Ultraoligotrófico	25%	Baixa
3	49.21	Oligotrófico	24%	Baixa
4	37.20	Ultraoligotrófico	23%	Baixa
5	37.20	Ultraoligotrófico	27%	Média
6	53.83	Mesotrófico	22%	Baixa
7	40.20	Ultraoligotrófico	29%	Média
8	55.54	Mesotrófico	35%	Alta
9	39.66	Ultraoligotrófico	30%	Média
10	40.68	Ultraoligotrófico	35%	Alta
11	40.57	Ultraoligotrófico	24%	Baixa
12	62.51	Eutrófico	21%	Baixa
13	47.30	Oligotrófico	34%	Alta
14	55.48	Mesotrófico	21%	Baixa
15	41.79	Ultraoligotrófico	28%	Média
16	38.51	Ultraoligotrófico	37%	Alta
17	41.87	Ultraoligotrófico	29%	Média
18	53.44	Mesotrófico	28%	Média
19	45.97	Ultraoligotrófico	27%	Média
20	44.65	Ultraoligotrófico	20%	Baixa

Tabela MS2. Lista de grupos taxonômicos, famílias, gêneros e espécies zooplanctônicas encontradas na bacia do Rio Vermelho e mais três microbacias ao seu entorno.

Grupo/Família	Espécie
Amebas testáceas	
Arcellidae	<i>Arcella conica</i>
	<i>Arcella costata</i>
	<i>Arcella crenulata</i>
	<i>Arcella dentata</i>
	<i>Arcella discoides</i>
	<i>Arcella gibbosa</i>
	<i>Arcella gibbosa mitriformis</i>
	<i>Arcella hemisphaerica</i>
	<i>Arcella hemisphaerica undulata</i>
	<i>Arcella megastoma</i>
	<i>Arcella mitrata</i>
	<i>Arcella vulgaris</i>
	<i>Arcella vulgaris undulata</i>
	Centropyxidae
<i>Centropyxis aculeata</i> var. <i>grandis</i>	
<i>Centropyxis aerophila</i>	
<i>Centropyxis cassis</i>	
<i>Centropyxis constricta</i>	
<i>Centropyxis discoides</i>	
<i>Centropyxis ecornis</i>	
<i>Centropyxis gibba</i>	
<i>Centropyxis minuta</i>	
<i>Centropyxis platystoma</i>	
Trigonopyxidae	<i>Cyclopyxis eurystoma</i>
	<i>Cyclopyxis kahli</i>
Difflogiidae	<i>Difflogia achlora</i>
	<i>Difflogia corona</i>
	<i>Difflogia cylindrus</i>
	<i>Difflogia elegans</i>
	<i>Difflogia gramen</i>
	<i>Difflogia lobostoma</i>
	<i>Difflogia oblonga</i>
	<i>Protocucurbitella coroniformes</i>
Euglyphidae	<i>Euglypha acanthophora</i>
	<i>Euglypha denticulata</i>
	<i>Euglypha filifera</i>
	<i>Euglypha laevis</i>
	<i>Euglypha rotunda</i>
	<i>Euglypha</i> sp.
	<i>Euglypha tuberculata</i>
<i>Trinema enchelys</i>	
Hyalosphaenidae	<i>Nebela</i> sp.

Grupo/Família	Espécie
	<i>Quadrullella symmetrica</i>
Lesquereusiidae	<i>Lesquereusia modesta</i> <i>Lesquereusia spiralis</i>
Netzeliidae	<i>Netzelia oviformis</i> <i>Netzelia tuberculata</i> <i>Netzelia wailesi</i>
Heleoperidae	<i>Heleopera</i> sp.
Cladóceros	
Bosminidae	<i>Bosmina hagmanni</i> <i>Bosminopsis deitersi</i>
Chydoridae	<i>Alona affinis</i> <i>Alona guttata</i> <i>Alona ossiani</i> <i>Alona verrucosa</i> <i>Alona yara</i> <i>Alonella dadayi</i> <i>Chydorus eurynotus</i> <i>Chydorus pubescens</i> <i>Coronatella poppei</i> <i>Euryalona</i> cf. <i>brasiliensis</i> <i>Nicsmirnovius paggii</i>
Daphniidae	<i>Ceriodaphnia cornuta</i>
Macrothricidae	<i>Macrothrix</i> sp.
Moinidae	<i>Moina micrura</i> <i>Moina minuta</i>
Sididae	<i>Diaphanosoma spinulosum</i>
Copépodes	
Centropagidae	<i>Limnocalanus</i> sp.
Cyclopidae	<i>Thermocyclops</i> sp. <i>Thermocyclops minutus</i>
Diaptomidae	<i>Notodiaptomus</i> sp. 1 <i>Notodiaptomus</i> sp. 2
Rotíferos	
Brachionidae	<i>Brachionus falcatus</i> <i>Brachionus</i> sp. <i>Keratella americana</i> <i>Keratella cochlearis</i> <i>Keratella cochlearis</i> var. <i>hispida</i> <i>Keratella lenzi</i>
Lecanidae	<i>Lecane bulla</i> <i>Lecane curvicornis</i> <i>Lecane papuana</i> <i>Lecane quadridentata</i> <i>Lecane signifera</i>
Lepadellidae	<i>Lepadella</i> sp.

Grupo/Família	Espécie
Notommatidae	<i>Cephalodella</i> sp.
Trichocercidae	<i>Trichocerca bicristata</i>
	<i>Trichocerca similis</i>
	<i>Trichocerca</i> sp.

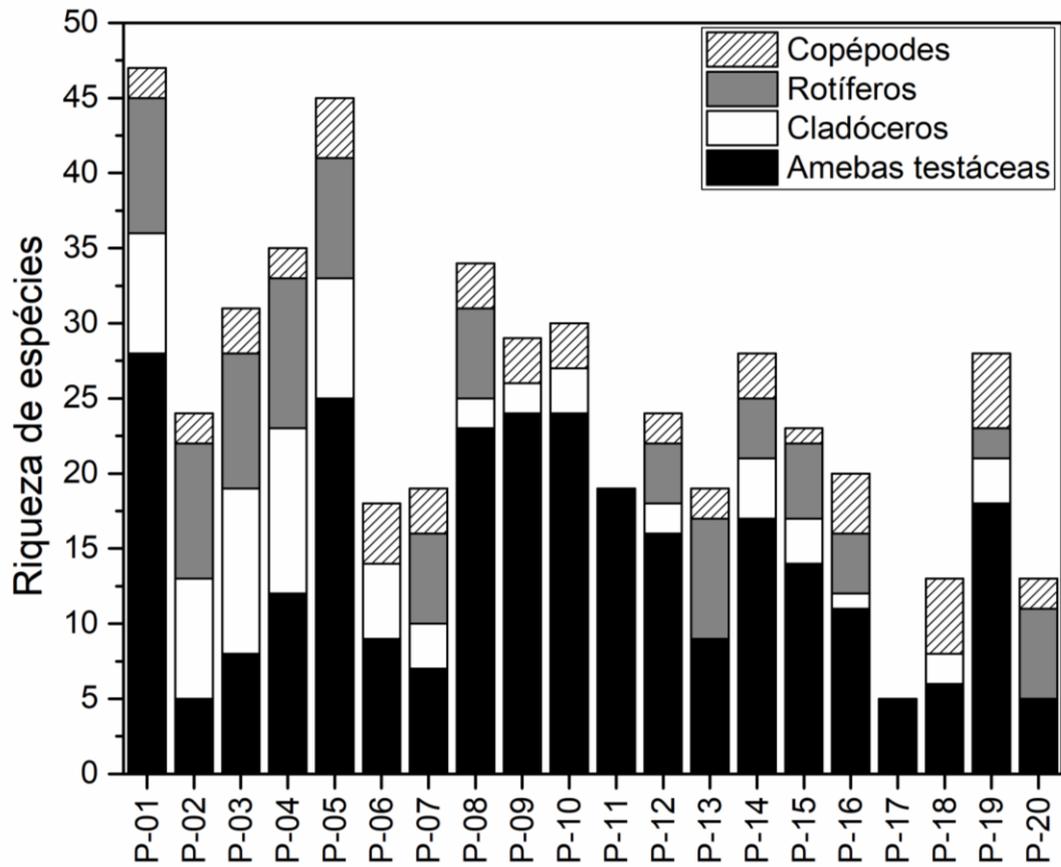


Figura MS1. Riqueza de espécies distribuídos por grupos em cada unidade amostral.

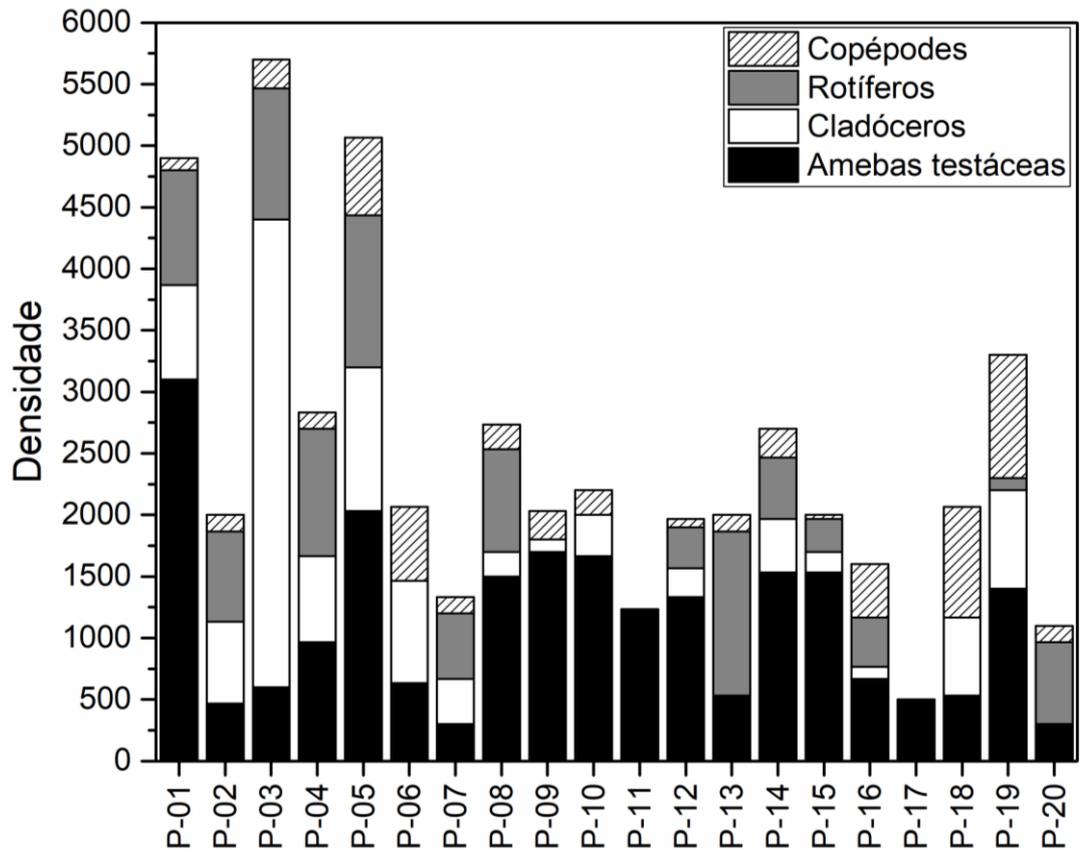


Figura MS2. Densidade (ind/m³) de indivíduos distribuídos por grupos em cada unidade amostral.

CAPÍTULO 2

Distribuição vertical da comunidade zooplanctônica no lago Dumbá Grande, rio Araguaia, Mato Grosso, Brasil

Resumo

A migração e distribuição vertical em ciclo nictemeral de organismos zooplanctônicos é observada em diversos estudos, principalmente devido à relação trófica entre fitoplâncton e zooplâncton e estratégias contra predação. Podem variar entre os diferentes habitats e profundidades e também entre espécies. Essas adaptações são importantes tanto para explorar camadas mais ricas em recursos, como boas condições de luz e disponibilidade de alimento, ou para fuga de predadores. Dessa forma, esse trabalho pretende identificar os padrões de migração vertical nictemeral da comunidade zooplanctônica e identificar os fatores intervenientes em tal processo no Lago Dumbá Grande, na bacia do rio Araguaia. As amostras foram tomadas em três pontos amostrais, em três profundidades diferentes, a cada 4 horas, durante 24 horas. Pretende-se, (i) determinar os grupos que realizam movimentos migratórios verticais nictemerai, (ii) determinar o sentido, profundidade e hora do dia em que esses movimentos são realizados, (iii) identificar as variáveis que tem relação com os movimentos migratórios do zooplâncton. Os resultados evidenciaram que as variáveis limnológicas sofreram oscilações durante o período de coleta e as diferentes profundidades. O presente estudo mostrou que a migração vertical nictemeral é uma estratégia importante para a maioria dos grupos pertencentes à comunidade zooplanctônica do lago Dumbá, com distribuição heterogênea de variáveis ambientais nas diferentes profundidades e horários. Além disso, os resultados desse estudo indicam que as metodologias de amostragem dessa comunidade devem sofrer modificações para que contemplem diferentes perfis de profundidade na área de coleta, independentemente do horário de sua realização.

Palavras-chave: Zooplâncton, Estratificação, Nictemeral

Introdução

Os lagos apresentam gradientes físicos e químicos no eixo vertical que se alteram ao longo do dia e promovem mudanças nos fatores bióticos, como no movimento dos indivíduos, reprodução e predação. Por essas razões, não se deve

esperar uma distribuição homogênea das populações aquáticas (RAMOS; DE OLIVEIRA; DE LIMA, 2008).

A distribuição vertical ao longo de um ciclo nictemeral de organismos planctônicos já foi observada em alguns estudos, em especial devido à migração zooplanctônica e à relação trófica entre fitoplâncton e zooplâncton (FERRARI et al., 1985; PREVIATTELLI; SANTOS-SILVA; DARWICH, 2005; TRINDADE; FURLANETTO; PALMA-SILVA, 2009). Dessa forma, identificar os fatores que determinam tal processo é de grande importância para o entendimento da transferência de energia para os compartimentos tróficos superiores (RAMOS; DE OLIVEIRA; DE LIMA, 2008). Assim, a distribuição de organismos planctônicos é heterogênea, ou seja, ocorre agrupamentos de organismos que podem variar entre os diferentes habitats e profundidades (PINEL-ALLOUL et al., 1988; PINEL-ALLOUL, 1995), e essa distribuição varia também entre espécies, estágios de desenvolvimento e condições ambientais (LAMPERT, 1989; MATSUMURA-TUNDISI; TUNDISI; TAVARES, 1984).

A distribuição dos organismos está, em grande parte das vezes relacionada à disponibilidade de recursos, como o fitoplâncton que, por exemplo, possui estratégias adaptativas para sobreviver heterogeneamente nas camadas de água (BECKER; SOUZA; LU, 2009), e essas adaptações são importantes tanto para explorar camadas mais ricas em nutrientes (FERNANDES et al., 2005), como boas condições de luz (ARVOLA et al., 1991). Assim, o zooplâncton tende a seguir uma flutuação em consequência da disponibilidade de alimento (ZARET; SUFFERN, 1976) e otimizar o uso de recursos alimentares, durante um período favorável e em uma profundidade específica, como também para evitar predação (HANEY et al., 1990; MATSUMURA-TUNDISI; TUNDISI; TAVARES, 1984).

Dessa forma, esse trabalho pretende identificar os padrões de migração vertical nictemeral da comunidade zooplanctônica e identificar os fatores intervenientes em tal processo no Lago Dumbá Grande, na bacia do rio Araguaia. Pretende-se, (i) determinar os grupos que realizam movimentos migratórios verticais e nictemerais, (ii) determinar o sentido, profundidade e hora do dia em que esses movimentos são realizados, e (iii) identificar as variáveis que tem relação com os movimentos migratórios do zooplâncton.

Para isso, espera-se que ocorra migração vertical nictemeral nas variáveis bióticas, facilitada pela estratificação das variáveis abióticas já observada em lagos (MARGALEF, 1983; WETZEL, 1983), sendo a migração do zooplâncton diretamente associada às respostas fisiológicas desencadeadas por estímulos ambientais.

Material e métodos

Área de estudo

Foram coletadas amostras em cinco pontos no lago Dumbá Grande ($14^{\circ}29'30''\text{S}$ $50^{\circ}59'07''\text{W}$), um lago de inundação associado ao rio Araguaia, no município de Cocalinho-MT (Figura 1), localizado no centro-oeste brasileiro. O lago possui uma área que varia de 1.729 km^2 (período de seca) a $2,12 \text{ km}^2$ (período de chuva), com um comprimento máximo de 8.234 Km e largura máxima de 0.419 Km . A profundidade no ponto central desse lago varia de 2 m (período de seca) a $5,7 \text{ m}$ (período de chuva) (DE MORAIS; AQUINO; LATRUBESSE, 2008).

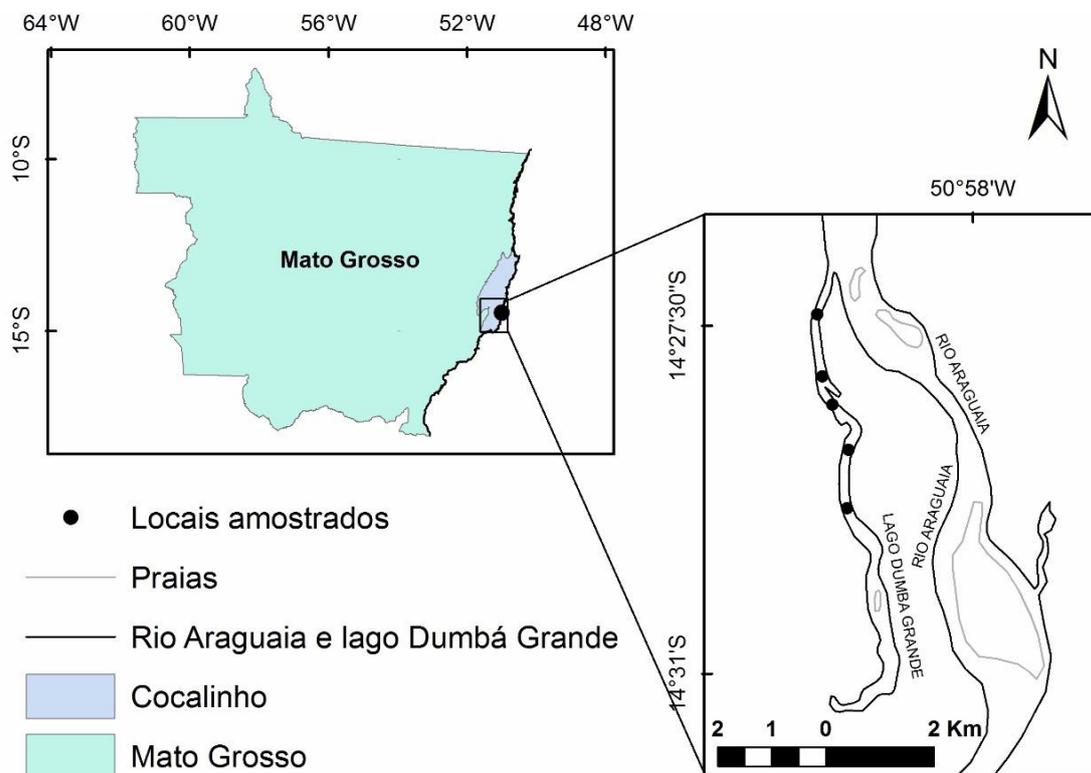


Figura 1. Mapa da do lago Dumbá Grande, rio Araguaia, Brasil.

Amostragem dos dados

Em campo, foi obtido o perfil de variáveis ambientais da coluna da água em três profundidades (superfície, meio e fundo), com o objetivo de verificar a presença de estratificação térmica e, posteriormente, coletadas as amostras da comunidade zooplanctônica.

Em cada ponto de coleta, foram obtidas amostras em três profundidades diferentes: (i) na subsuperfície da água (0,5m), (ii) 0,5 m do fundo do lago e (iii) no ponto médio da profundidade do ponto (Figura 2.). As coletas foram repetidas de 4 em 4 horas, durante o ciclo nictemeral (24 horas).

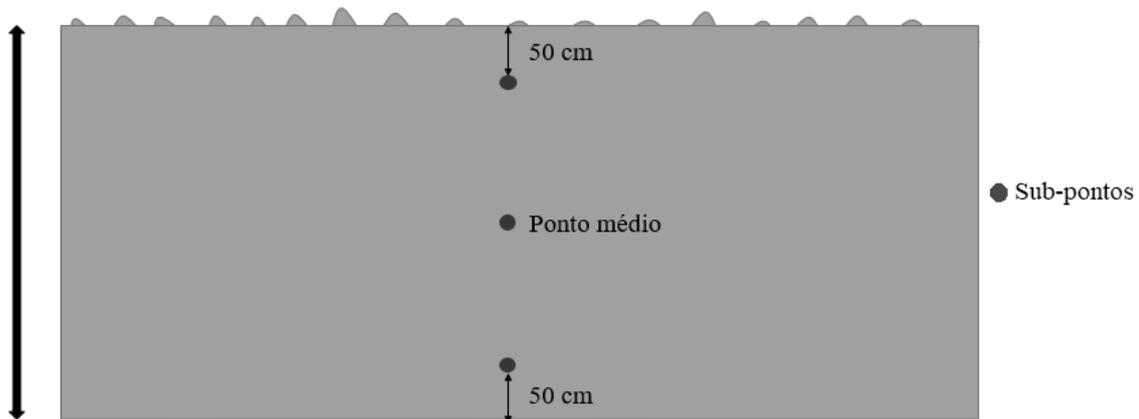


Figura 2. Profundidade dos sub-pontos (estratos) em cada ponto amostral.

Nos mesmos locais e com as mesmas repetições, foram coletados as variáveis ambientais limnológicas através de uma sonda multiparamétrica *Horiba* (modelo *U-50*). Foram obtidos os dados de temperatura da água (C°), condutividade elétrica (mS/cm), pH, potencial de oxiredução (ORPmV), turbidez (NTU) e oxigênio dissolvido (mg/L e %). Adicionalmente foi avaliado a profundidade, por meio de fita métrica e transparência, por disco de Secchi. Os valores de transparência foram multiplicados pelo fator 2,7 para determinar o limite da zona fótica (ESTEVES, 1998).

Os dados biológicos foram coletados utilizando uma garrafa de Van Dorn (5L) e, posteriormente, filtrando-se 10L de água em rede de plâncton com abertura de 68 μ para as amostras de zooplâncton. Após filtrado, o zooplâncton foi fixado em solução de formaldeído a 4%, tamponado com bórax, e armazenado em frascos de polietileno (STEEDMAN, 1976).

Em laboratório, as amostras foram concentradas em 100 ml, e a composição zooplanctônica foi avaliada utilizando-se um microscópio óptico (Olympus CX31 – 400x), através da contagem de sub-amostras (total de 10 ml) obtidas com pipeta do tipo

Hensen-Stempell, em câmaras de *Sedgwick-Rafter*. Posteriormente, uma análise qualitativa foi realizada, com novas subamostras até que novos táxons não fossem mais encontrados.

Análise de dados

Foi realizada uma Análise de Variância Fatorial para mostrar a interação entre os fatores de interesse, sendo os fatores a profundidade (superfície, meio e fundo) e o horário (8h, 12h, 16h, 20h, 00h e 04h), para avaliar a diferença de densidade de indivíduos e riqueza de espécies dos grupos zooplanctônicos (tecamenbas, rotíferos, cladóceros e copépodes). Quando houve diferença significativa na análise fatorial, um teste de Duncan foi realizado para avaliar entre quais níveis ocorreram diferenças. Foi realizada ainda uma PERMANOVA (função *adonis2* do pacote *vegan*), utilizando o índice de distância de Bray-Curtis para comparar o feito da profundidade e horário de amostragem sobre a estrutura da comunidade, por grupo zooplanctônico. Posteriormente, foi realizada uma análise de redundância (RDA) para avaliar se a associação geral entre as matrizes ambientais e biológicas (grupos zooplanctônicos) é significativa. As análises foram realizadas no programa estatístico R (R Development Core Team, 2015).

Resultados

Variáveis abióticas

Algumas variáveis limnológicas apresentaram variações verticais na coluna de água durante o período de coleta. Essa interação é reflexo do processo de estratificação/desestratificação diário que ocorre no lago e esse processo é fundamental para compreender os padrões de migração.

A temperatura teve diferença significativa entre os horários e profundidades, além da interação desses dois efeitos. A temperatura superficial é mais alta do que a temperatura do fundo, sendo que às 16h é o horário em que a temperatura é mais elevada e às 4h é o horário com a temperatura mais baixa (Tabela 1) (Figura 3). A condutividade elétrica não diferiu significativamente entre os horários e profundidades (Tabela 1) (Figura 3).

Houve diferenças significativas no pH quanto ao horário e a profundidade nos pontos ao longo do ciclo nictemeral, de forma que os valores da superfície foram mais básicos e no fundo foram mais ácidas (Tabela 1) (Figura 4). Os sólidos totais

dissolvidos não apresentaram diferença significativa quanto aos horários e profundidades (Tabela 1) (Figura 4).

O oxigênio dissolvido diferiu significativamente apenas entre os diferentes horário e, apesar de não evidenciar uma estratificação entre as diferentes camadas, as maiores amplitudes de oscilações foram no fundo do lago, enquanto que na superfície e meio do lago houve uma variação síncrona. Em geral, durante o dia o lago tinha maiores quantidades de oxigênio dissolvido, enquanto que no período da noite a quantidade diminuiu (Tabela 1) (Figura 5). A turbidez variou significativamente em relação à profundidade. No geral, a turbidez foi maior no fundo do lago e superfície teve uma menor turbidez (Tabela 1) (Figura 5).

Tabela 1. Resultados da anova fatorial avaliando o efeito dos fatores profundidade e horário de coleta sobre as variáveis ambientais. G.L. = Graus de Liberdade. Valores significativos estão destacados em negrito.

Variáveis	Efeitos	G.L.	F	P
Temperatura (°C)	Profundidade	2	49.1	< 0.001
	Horário	5	40.3	< 0.001
	Profundidade*Horário	10	3.3	0.002
Condutividade elétrica (mS/cm)	Profundidade	2	0.9	0.404
	Horário	5	1.0	0.452
	Profundidade*Horário	10	1.0	0.462
pH	Profundidade	2	165.6	< 0.001
	Horário	5	4.3	0.002
	Profundidade*Horário	10	0.7	0.760
Sólidos totais dissolvidos (g/L)	Profundidade	2	0.7	0.484
	Horário	5	2.1	0.071
	Profundidade*Horário	10	0.6	0.820
Oxigênio dissolvido (mg/L)	Profundidade	2	0.6	0.562
	Horário	5	5.5	< 0.001
	Profundidade*Horário	10	0.4	0.946
Turbidez (NTU)	Profundidade	2	6.5	0.002
	Horário	5	0.6	0.723
	Profundidade*Horário	10	0.4	0.933

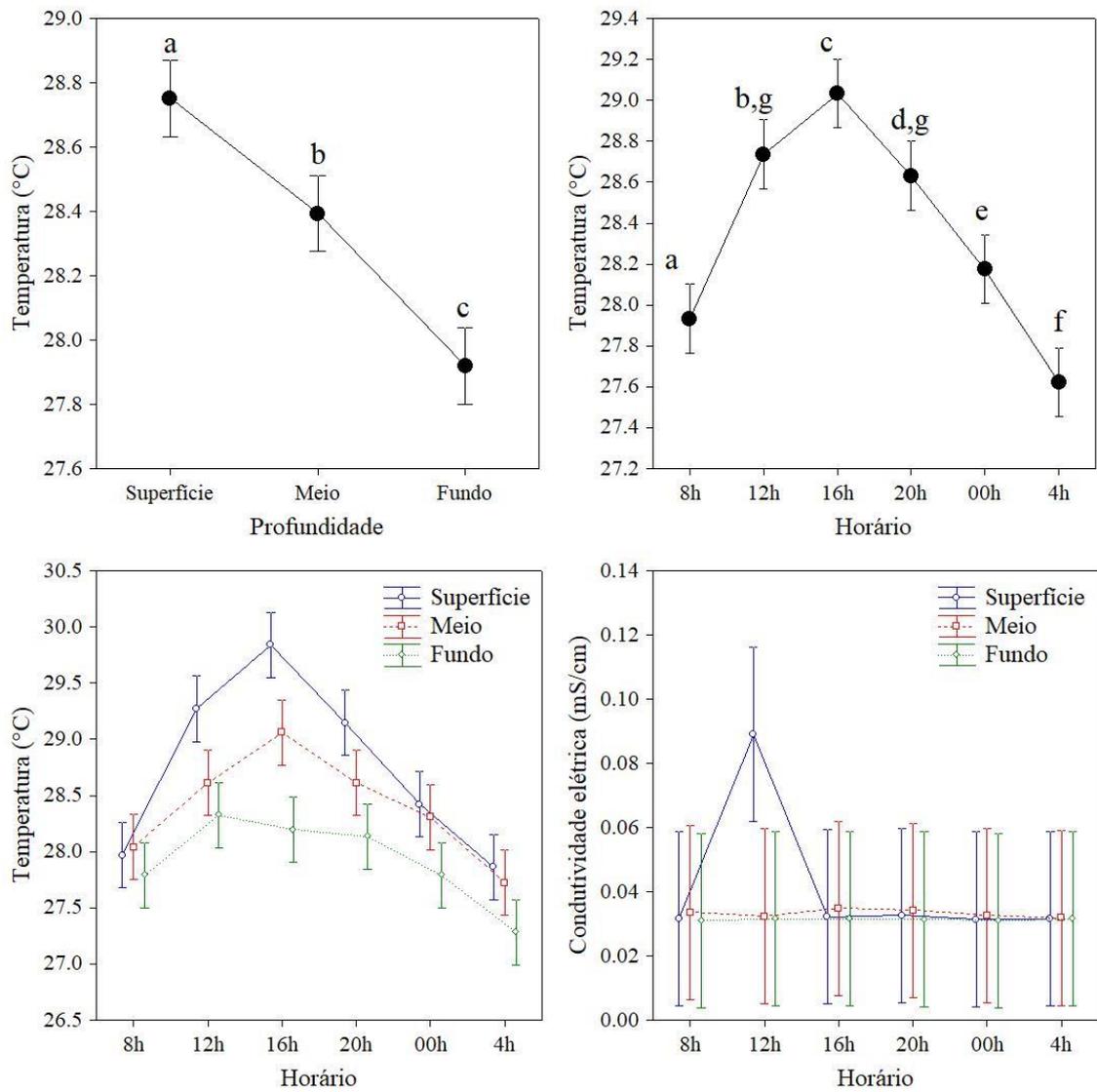


Figura 3. Média e intervalo de 95% de confiança da temperatura da água e condutividade elétrica por profundidade dos pontos amostrais e horários de coleta. Nos gráficos com temperatura por profundidade e temperatura por horário, letras iguais indicam semelhança e letras diferentes indicam diferenças significativas conforme a análise fatorial.

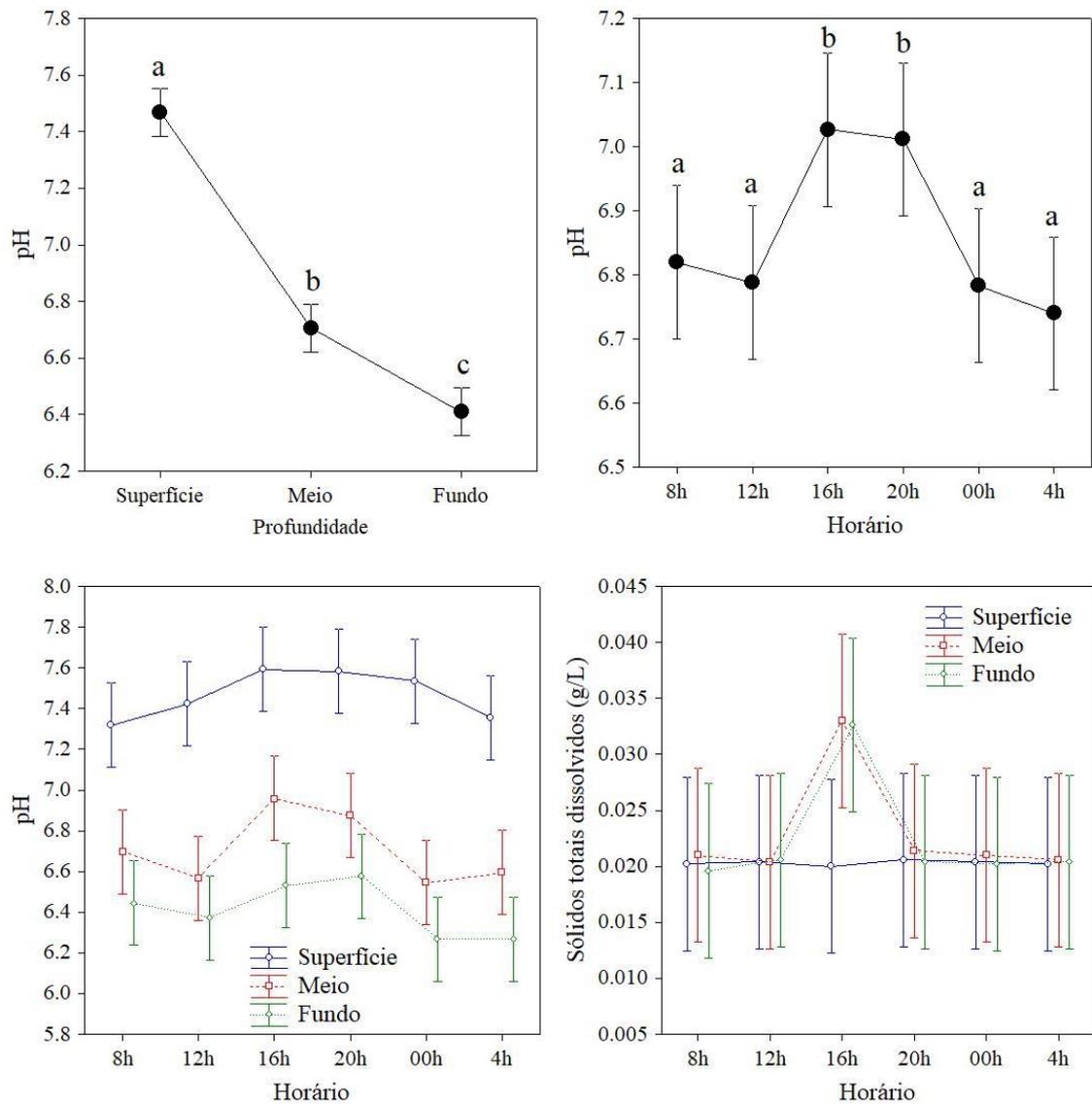


Figura 4. Média e intervalo de 95% de confiança do pH da água e sólidos totais dissolvidos por profundidade dos pontos amostrais e horários de coleta. Nos gráficos com pH por profundidade e pH por horário, letras iguais indicam semelhança e letras diferentes indicam diferenças significativas conforme a análise fatorial.

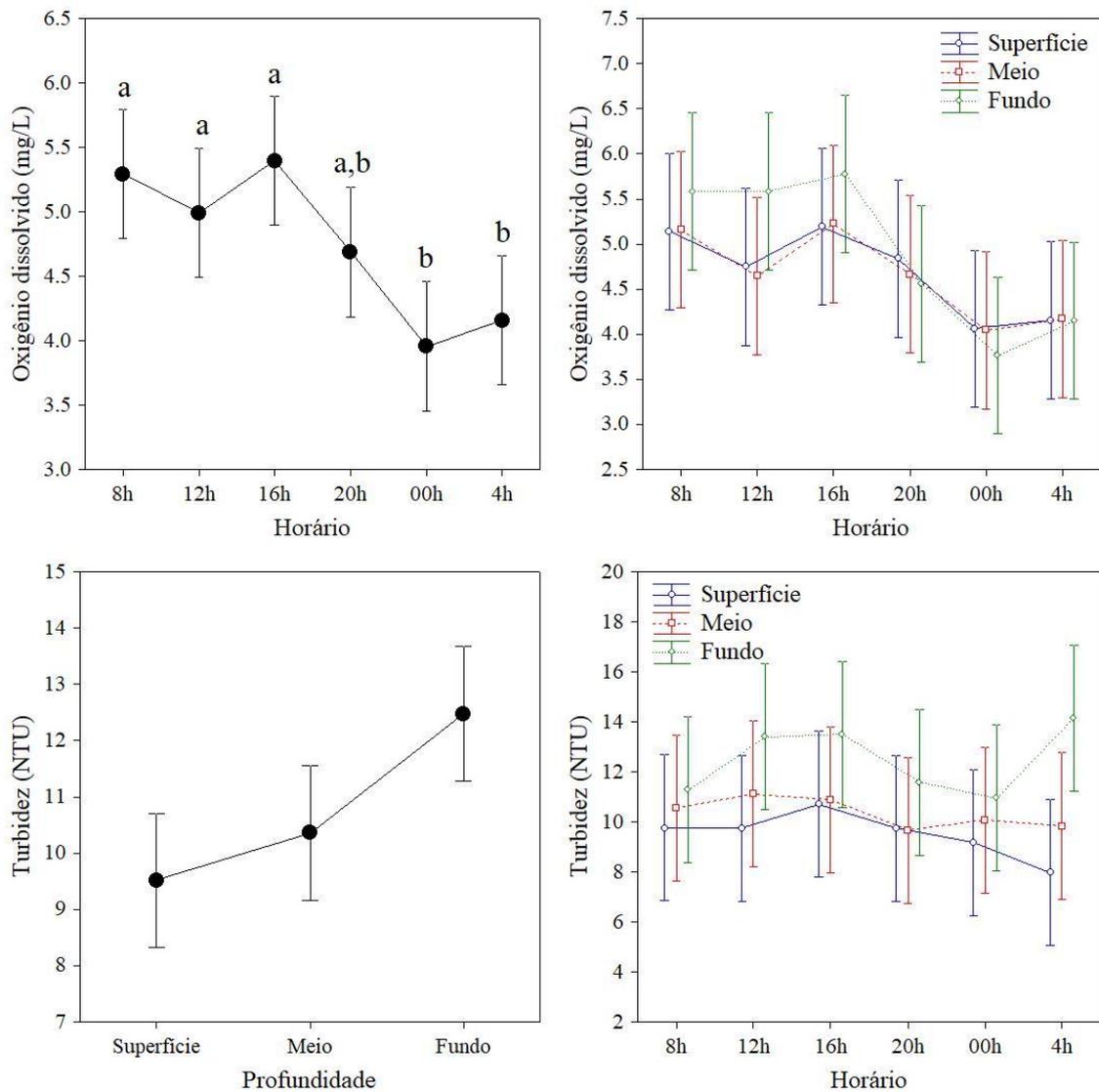


Figura 5. Média e intervalo de 95% de confiança do oxigênio dissolvido na água e turbidez por profundidade dos pontos amostrais e horários de coleta. No gráfico com oxigênio dissolvido por horário, letras iguais indicam semelhança e letras diferentes indicam diferenças significativas conforme a análise fatorial.

Variáveis biológicas – Zooplâncton

Foram identificados 16125 indivíduos, distribuídos em 85 espécies para os diferentes grupos, tecamebas (24 espécies), Cladóceros (11 espécies), copépodes (3 espécies) e rotíferos (47 espécies). De modo geral, considerando-se a distribuição vertical nictemeral do zooplânctônicos, observou-se um padrão para alguns dos grupos, no qual a maior concentração ocorre na superfície durante a noite. A abundância e a riqueza de tecamebas diferiram significativamente quanto à profundidade, com maiores abundâncias no fundo (Tabela 2) (Figura 6). Os rotíferos não apresentaram diferenças

significativas na abundância e riqueza quanto as diferentes profundidades e os horários, somente com a interação entre os dois fatores que foi significativo (Tabela 2) (Figura 7). Os cladóceros tiveram diferenças significativas na abundância em relação ao horário, com maior abundância às 20h e 00h para todas as profundidades (Tabela 2) (Figura 8). Os copépodes tiveram a abundância diferindo significativamente entre os horário e profundidades, de forma que durante o dia houve menor abundância nas camadas superficiais e maior abundância no fundo. Já durante o período noturno, a superfície apresentou maior abundância e fundo menor abundância (Tabela 2) (Figura 9).

Tabela 2. Resultados da anova fatorial avaliando o efeito dos fatores profundidade e horário de coleta sobre a abundância de indivíduos e riqueza de espécies dos grupos zooplancônicos. G.L. = Graus de Liberdade. Valores significativos estão destacados em negrito.

Efeitos	Abundância			Riqueza		
	G.L.	F	P	G.L.	F	P
Tecamebas						
Profundidade	2	17.1	< 0.001	2	32.9	< 0.001
Horário	5	1.5	0.210	5	2.3	0.056
Profundidade*Horário	10	1.2	0.342	10	2.8	0.006
Rotíferos						
Profundidade	2	1.4	0.247	2	2.4	0.098
Horário	5	1.7	0.153	5	1.6	0.180
Profundidade*Horário	10	1.0	0.427	10	2.5	0.013
Cladóceros						
Profundidade	2	1.4	0.263	2	3.0	0.055
Horário	5	6.4	< 0.001	5	1.4	0.220
Profundidade*Horário	10	0.6	0.834	10	1.0	0.490
Copépodes						
Profundidade	2	3.6	0.032	2	0.8	0.476
Horário	5	3.0	0.016	5	1.1	0.372
Profundidade*Horário	10	3.0	0.003	10	1.8	0.080

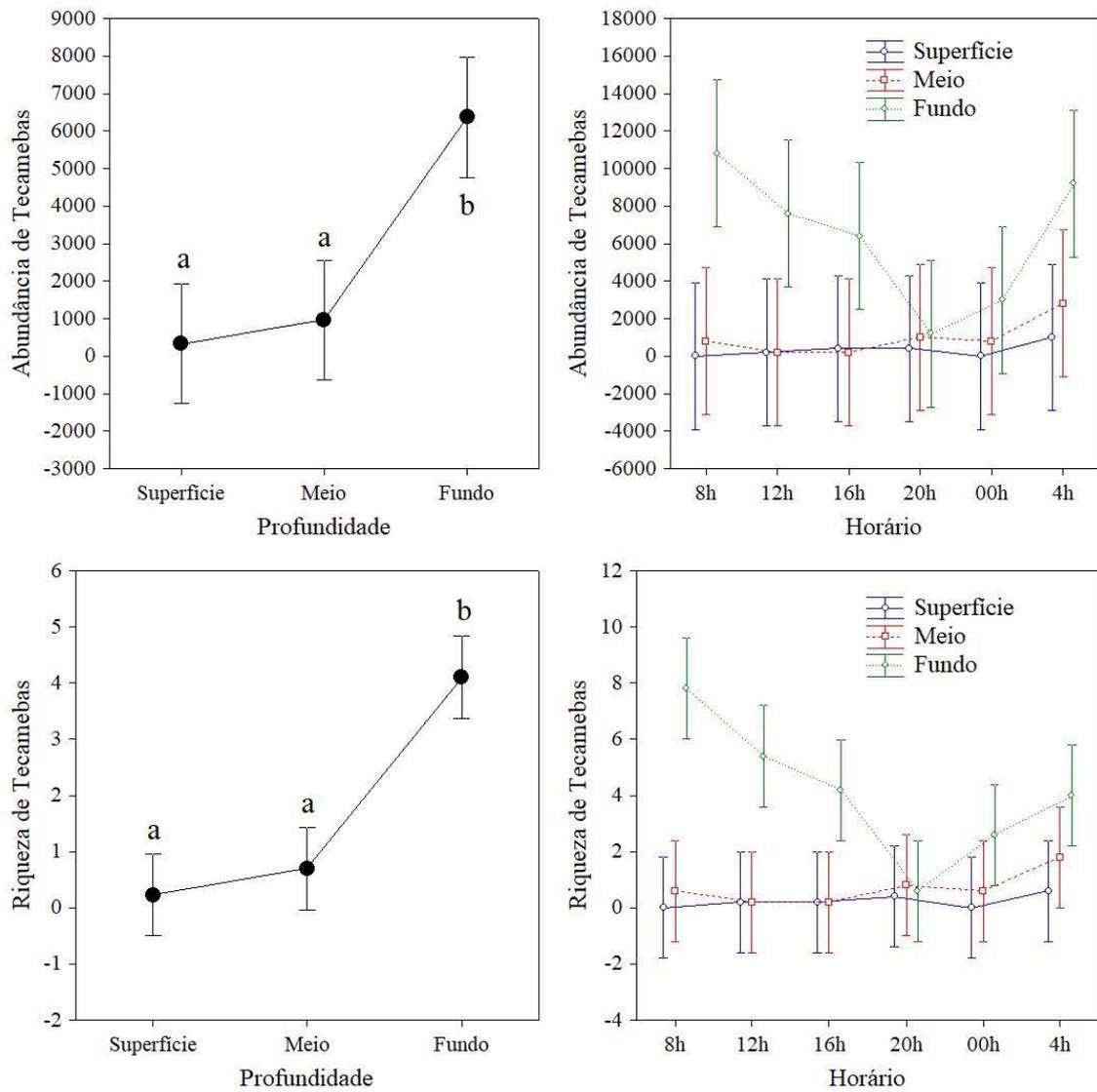


Figura 6. Média e intervalo de 95% de confiança da abundância de indivíduos e riqueza de espécies de tecamebas por profundidade dos pontos amostrais e horários de coleta. Nos gráficos com as profundidades, letras iguais indicam semelhança e letras diferentes indicam diferenças significativas conforme a análise fatorial.

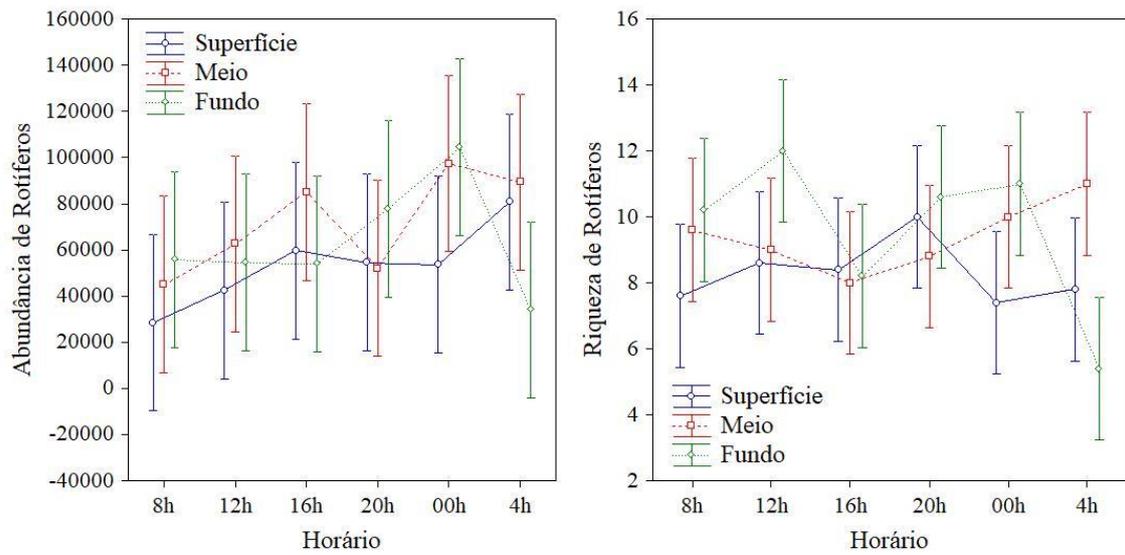


Figura 7. Média e intervalo de 95% de confiança da abundância de indivíduos e riqueza de espécies de rotíferos por profundidade dos pontos amostrais e horários de coleta.

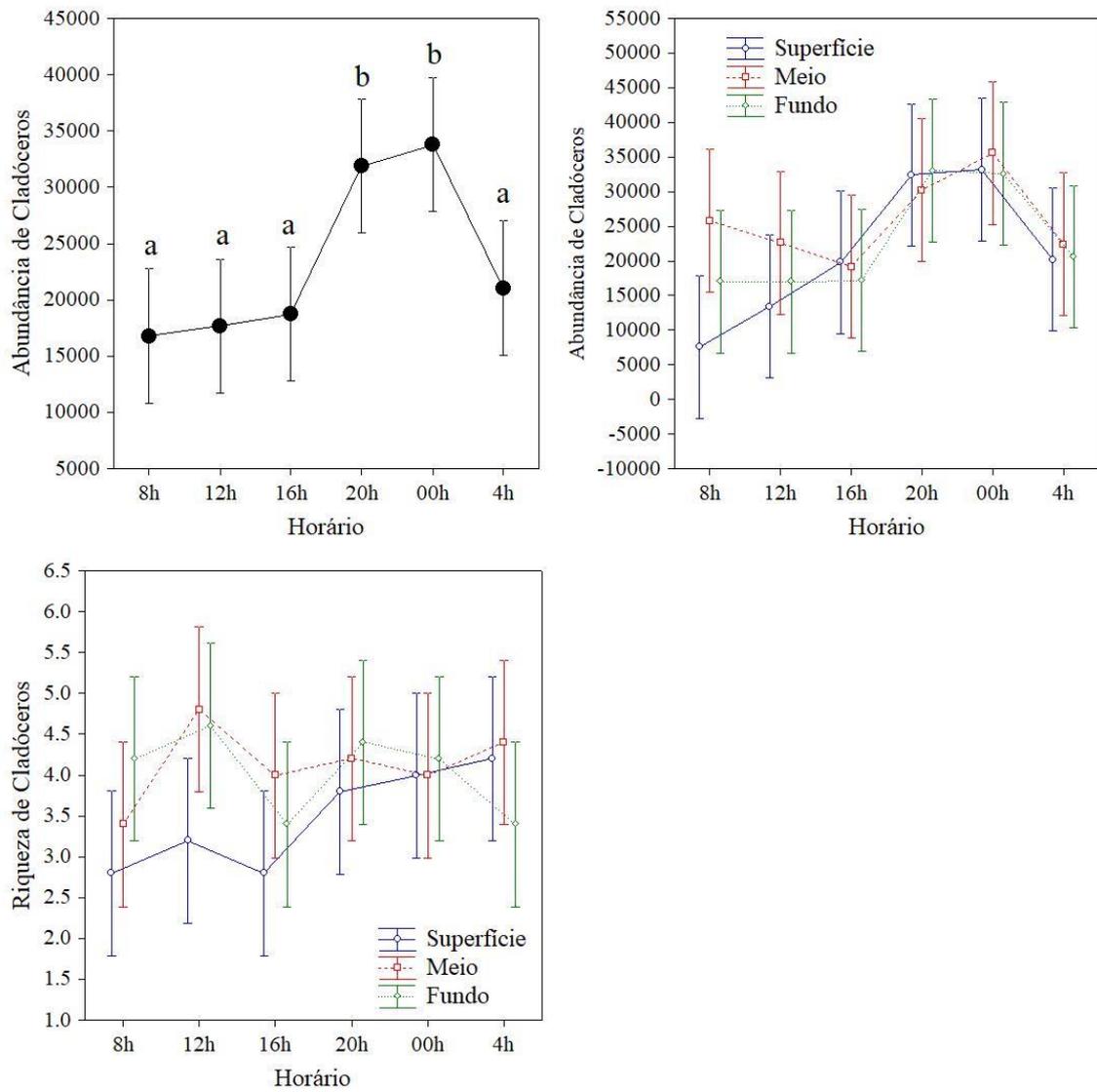


Figura 8. Média e intervalo de 95% de confiança da abundância de indivíduos e riqueza de espécies de cladóceros por profundidade dos pontos amostrais e horários de coleta. No gráfico com os horários, letras iguais indicam semelhança e letras diferentes indicam diferenças significativas conforme a análise fatorial.

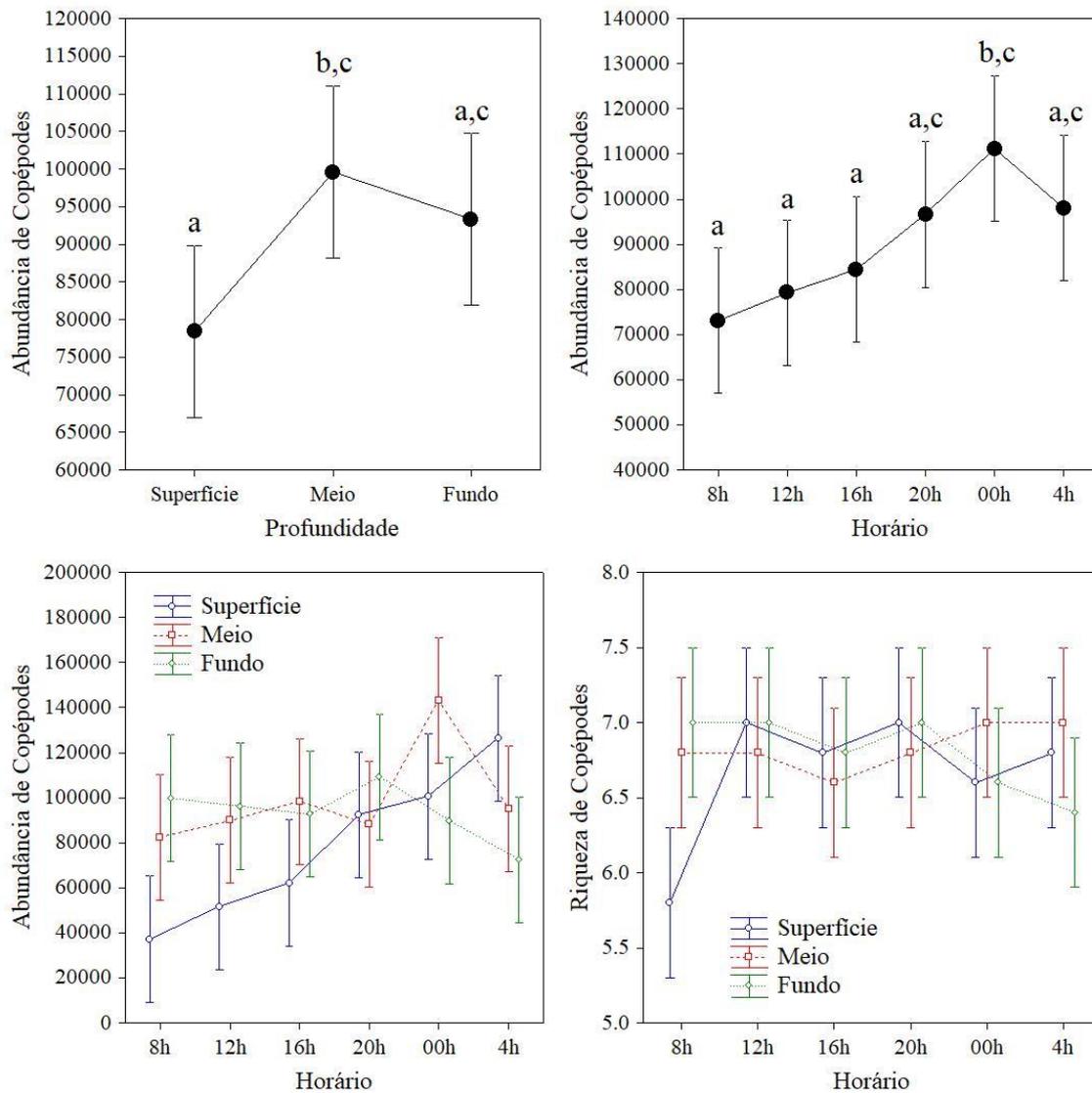


Figura 9. Média e intervalo de 95% de confiança da abundância de indivíduos e riqueza de espécies de copépodes por profundidade dos pontos amostrais e horários de coleta. Nos gráficos de profundidade e de horário, letras iguais indicam semelhança e letras diferentes indicam diferenças significativas conforme a análise fatorial.

Os resultados da PERMANOVA, que avaliou o efeito dos fatores profundidade e horário de coleta sobre a estrutura da comunidade zooplactônica por grupo, mostram que para as tecamebas, rotíferos e copépodes, os efeitos de horário e profundidade foram significativos. Já para cladóceros, somente a interação com o horário foi significativa (Tabela 3). Os resultados da RDA avaliando a associação geral entre as matrizes ambientais e biológicas (grupos zooplantônicos) foram significativos para copépodes e rotíferos.

Tabela 3. Resultados da PERMANOVA avaliando o efeito dos fatores profundidade e horário de coleta sobre a estrutura da comunidade por grupo zooplancctônico. G.L. = Graus de Liberdade. Valores significativos estão destacados em negrito.

Efeitos	G.L.	R²	F	P
Tecamebas				
Profundidade	2	0.094	2.2	0.001
Horário	5	0.150	1.4	0.021
Profundidade*Horário	8	0.171	1.0	0.390
Rotíferos				
Profundidade	2	0.041	2.0	0.032
Horário	5	0.130	2.5	0.001
Profundidade*Horário	10	0.090	0.9	0.721
Cladóceros				
Profundidade	2	0.019	1.0	0.392
Horário	5	0.219	4.8	0.001
Profundidade*Horário	10	0.103	1.1	0.306
Copépodes				
Profundidade	2	0.083	5.0	0.001
Horário	5	0.117	2.8	0.001
Profundidade*Horário	10	0.206	2.5	0.003

Tabela 4. Resultado da RDA avaliando a associação geral entre as matrizes ambientais e biológicas (grupos zooplancctônicos).

	F	P
Tecamebas	1.0748	0.281
Cladóceros	1.5607	0.062
Copépodes	2.6116	0.015
Rotíferos	2.3739	0.001

Discussão

Foram observados padrões de estratificação das variáveis de temperatura e pH, dependendo do horário e/ou profundidade. Padrões de migração vertical nictemeral também foram observados em alguns dos grupos de zooplâncton examinados, na qual a maioria desses migrou para as camadas superiores da coluna d'água durante o final da tarde e à noite, ficando perto da profundidade inferior durante o dia, período onde a radiação solar é mais intensa nas camadas superiores.

Os copépodes mostraram um padrão de variação da abundância verticalmente parecida ao dos cladóceros. Os indivíduos desses grupos migraram para as camadas superiores da coluna d'água desde o final da tarde até à noite e, posteriormente,

migraram para o fundo, onde permaneceram durante o dia. Nogueira e Panarelli (1997) também encontraram espécies de copépodes e cladóceros mais abundantes nas camadas superficiais no final da tarde e horários noturnos.

Rotíferos apresentaram uma distribuição vertical mais homogênea durante a maioria das amostragens, com apenas uma ligeira tendência de aumento na quantidade de indivíduos ocupando o fundo e meio, e nos períodos noturnos. Embora esse grupo não mostre um padrão de migração vertical, os resultados sugerem que eles são capazes de se deslocar razoavelmente bem. Paggi (1995) e Nogueira e Panarelli (1997) estudando a migração vertical, verificaram que algumas espécies de rotíferos não apresentavam um padrão definido de distribuição vertical e apresentavam uma distribuição relativamente uniforme em toda a coluna d'água.

Embora alguns autores afirmem que a migração vertical é um fenômeno comumente observado para os cladóceros (NOGUEIRA; PANARELLI, 1997; STIRLING; MCQUEEN; JOHANNES, 1990), este estudo mostrou que os copépodes também fizeram movimentos verticais significativos. Dos três tipos de comportamentos de migração vertical descritos por Hutchinson (1967), noturnos, crepuscular e reverso, o primeiro tipo foi o observado para os cladóceros e os copépodes nesse estudo. A migração noturna é descrita como o movimento de indivíduos das camadas mais profundas para as superficiais à noite (HUTCHINSON, 1967) e, segundo Bayly (1986), representa o tipo típico de migração vertical exibida pela maioria das espécies zooplanctônicas.

As forças e os fatores que impulsionam esse tipo de comportamento para os organismos ainda não são completamente bem definidos. O valor adaptativo desse comportamento, particularmente a migração noturna, pode ser a prevenção de predadores visuais localizados na superfície, reduzindo o risco de predação (GLIWICZ, 1986; OHMAN, 1990; STICH; LAMPERT, 1981; WRIGHT; O'BRIEN; VINYARD, 1980; ZARET; SUFFERN, 1976). Ainda, acredita-se que algumas espécies migrem para as camadas superiores para se alimentar (WINDER; BOERSMA; SPAAK, 2003) e o fato de essas espécies serem filtradoras ajuda a explicar o seu deslocamento, que pode estar relacionado com a otimização metabólica citada por Lampert e Sommer (1997). Meyers (1980) demonstrou que variações na concentração de alimento podem modificar o comportamento migratório entre os copépodes.

Como algumas das variáveis ambientais avaliadas no presente estudo foram heterogeneamente distribuídas ao longo do dia e entre as diferentes profundidades, é

possível que elas também exerçam influência na migração vertical dos organismos zooplanctônicos. O fato de existir uma estratificação das camadas pode influenciar na distribuição de recursos, uma vez que se a mistura de água é menos evidente, não há deslocamento de matéria entre os extratos. Isso influencia na distribuição do alimento na coluna d'água e, conseqüentemente, aqueles organismos que utilizam esse recurso (PREVIATTELLI; SANTOS-SILVA; DARWICH, 2005).

As espécies que apresentaram padrões verticais de migração são espécies maiores e mais suscetíveis de serem detectadas e consumidas por predadores diurnos, que usam a visão para detectar e capturar presas (IWASA, 1982). Assim, durante o dia, os indivíduos zooplanctônicos tendem a permanecer no fundo, onde a penetração da luz é baixa ou ausente, e à noite migram para a superfície onde a concentração de alimentos é maior e a predação é mínima. Para as espécies menores, o problema de ser detectado é menos significativo e isso pode explicar por que os rotíferos mostraram uma distribuição mais homogênea. No entanto, independentemente dos fatores que possam explicar a estratégia de migração vertical, é evidente que a luz desempenha um papel principal no controle e na indução da migração vertical (RINGELBERG, 1980). Han e Straškraba (2001) afirmam que o principal fator que induz a migração é a mudança relativa na intensidade luminosa. Mas a fotoresposta pode ser modificada por outras variáveis, como a pressão de predação e alimento.

Conclusão

O presente estudo mostrou que a migração vertical nictemeral é uma estratégia importante para a maioria dos grupos pertencentes à comunidade zooplanctônica do lago Dumbá, com distribuição heterogênea de variáveis ambientais nas diferentes profundidades e horários, sendo um fenômeno importante a ser considerado quando se procura compreender o comportamento e a ecologia dessa comunidade nesse ambiente. Os resultados apoiam que a amostragem da comunidade pode diferenciar dependendo da escala e grupos correspondentemente diferentes, uma vez que existe uma migração vertical e relação com as variáveis ambientais.

Cladóceros e copépodes apresentaram um padrão de migração vertical noturna. Os rotíferos não apresentaram padrão de migração vertical, tendo apresentado distribuição mais homogênea, e as tecamebas com densidade maior de indivíduos nas camadas mais profundas durante todo o período. A distribuição dos organismos que apresentam migração vertical, de uma maneira geral está de acordo com a hipótese de a

mudança na luminosidade solar induzir a migração. Os organismos que possuem um comportamento diferente do esperado provavelmente estão sob a influência de outros fatores. Contudo, ao levar em consideração a distribuição dos principais gêneros e espécies individualmente ou até mesmo o período de estudo, é possível que ocorra uma outra perspectiva no fenômeno da migração vertical nictemeral, pois pode ser mais ou menos evidente em determinadas populações ou períodos, como demonstrado por Nogueira e Panarelli (1997), pois há um complexo de variáveis interagindo com os organismos individualmente e que levam a respostas diferenciadas por parte dos organismos. Além disso, os resultados desse estudo indicam que as metodologias de amostragem dessa comunidade devem sofrer modificações para que contemplem diferentes perfis de profundidade na área de coleta, independentemente do horário de realização.

Referências

- ARVOLA, L. et al. Migration behaviour of three cryptophytes in relation to environmental gradients: an experimental approach. **British Phycological Journal**, v. 26, n. 4, p. 361–373, dez. 1991.
- BAYLY, I. A. E. Aspects of diel vertical migration in zooplankton, and its enigma variations. In: **Limnology in Australia**. [s.l.] Springer, 1986. p. 349–368.
- BECKER, V.; SOUZA, Æ. L. DE; LU, V. Diel variation of phytoplankton functional groups in a subtropical reservoir in southern Brazil during an autumnal stratification period. p. 285–293, 2009.
- DE MORAIS, R. P.; AQUINO, S.; LATRUBESSE, E. M. Controles hidrogeomorfológicos nas unidades vegetacionais da planície aluvial do rio Araguaia, Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 30, n. 4, p. 411–421, 2008.
- DE PAGGI, S. J. Vertical distribution and diel migration of rotifers in a Parana River floodplain lake. **Hydrobiologia**, v. 310, n. 2, p. 87–94, 1995.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2^o ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.
- FERNANDES, L. . et al. Comunidades Fitoplantônicas em Ambientes Lênticos. In: ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C. (Eds.). . **Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados**. Sanepar Fi ed. Curitiba: [s.n.]. p. 315–366.
- FERRARI, I. et al. Analysis of a 24-hour cycle of zooplankton sampling in a lagoon of the Po River Delta. **Journal of plankton research**, v. 7, n. 6, p. 849–865, 1985.
- GLIWICZ, M. Z. Predation and the evolution of vertical migration in zooplankton. **Nature**, v. 320, n. 6064, p. 746–748, 1986.
- HAN, B.-P.; STRAŠKRABA, M. Control mechanisms of diel vertical migration: theoretical assumptions. **Journal of Theoretical Biology**, v. 210, n. 3, p. 305–318, 2001.
- HANEY, J. F. et al. Light control of evening vertical migrations by *Chaoborus punctipennis* larvae. **Limnology and Oceanography**, v. 35, n. 5, p. 1068–1078, 1990.
- HUTCHINSON, G. E. **A treatise on limnology, introduction to lake biology and the limnoplankton**. [s.l.] Wiley, 1967. v. 2

- IWASA, Y. Vertical migration of zooplankton: a game between predator and prey. **The American Naturalist**, v. 120, n. 2, p. 171–180, 1982.
- LAMPERT, W. The Adaptive Significance of Diel Vertical Migration of Zooplankton. **Functional Ecology**, v. 3, n. 1, p. 21, 1989.
- MARGALEF, R. **Limnología**. [s.l.] Omega Barcelona, 1983. v. 1009
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. G.; TAVARES, L. S. Diel migration and vertical distribution of Cladocera in Lake D. Helvecio (Minas Gerais, Brazil). **Hydrobiologia**, v. 113, n. 1, p. 299–306, jun. 1984.
- MEYERS, D. G. Diurnal vertical migration in aquatic microcrustacea: light and oxygen responses of littoral zooplankton. **Evolution and ecology of zooplankton communities.**, p. 80–90, 1980.
- NOGUEIRA, M. G.; PANARELLI, E. Estudo da migração vertical das populações zooplanctônicas na Represa de Jurumirim (Rio Paranapanema-São Paulo, Brasil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 9, p. 55–81, 1997.
- OHMAN, M. D. The demographic benefits of diel vertical migration by zooplankton. **Ecological Monographs**, v. 60, n. 3, p. 257–281, 1990.
- PINEL-ALLOUL, B. et al. Spatial heterogeneity in freshwater zooplankton: variation with body size, depth, and scale¹. **Ecology**, v. 69, n. 5, p. 1393–1400, 1988.
- PINEL-ALLOUL, P. Spatial heterogeneity as a multiscale characteristic of zooplankton community. **Hydrobiologia**, v. 300–301, n. 1, p. 17–42, mar. 1995.
- PREVIATTELLI, D.; SANTOS-SILVA, E.; DARWICH, A. Distribuição vertical do zooplâncton e sua relação com as variáveis ambientais. In: SANTOS-SILVA, E.; APRILE, F.; SCUDELLER, S. (Eds.). . **Biotupé: Meio Físico, Diversidade Biológica e Sociocultural do Baixo Rio Negro, Amazônia Central**. INPA ed. Manaus: [s.n.]. p. 109–121.
- RAMOS, J. D.; DE OLIVEIRA, H. O.; DE LIMA, L. Análise da composição, abundância e distribuição vertical das populações de rotífera, cladocera e copepoda, no reservatório de emborcação (Araguari/MG). **Em Extensão**, v. 7, n. 2, 2008.
- RINGELBERG, J. Introductory remarks: causal and teleological aspects of diurnal vertical migration. **Evolution and ecology of zooplankton communities**, p. 65–68,

1980.

SOMMER, U.; LAMPERT, W. **Limnoecology: The ecology of lakes and streams**. [s.l.] Oxford University Press. New York, 1997.

STEEDMAN, H. F. General and applied data on formaldehyde fixation and preservation of marine zooplankton. **Zooplankton fixation and preservation**, p. 103–154, 1976.

STICH, H.-B.; LAMPERT, W. Predator evasion as an explanation of diurnal vertical migration by zooplankton. **Nature**, v. 293, n. 5831, p. 396–398, 1981.

STIRLING, D. G.; MCQUEEN, D. J.; JOHANNES, M. R. S. Vertical migration in *Daphnia galeata mendotae* (Brooks): demographic responses to changes in planktivore abundance. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 47, n. 2, p. 395–400, 1990.

TRINDADE, C.; FURLANETTO, L.; PALMA-SILVA. Nycthemeral cycles and seasonal variation of limnological factors of a subtropical shallow lake (Rio Grande, RS, Brazil) Variação nictemeral e sazonal de fatores limnológicos de um lago raso subtropical (Rio Grande, RS, Brasil). **Acta Limnol. Bras**, v. 21, n. 1, p. 35–44, 2009.

WETZEL, R. G. **Limnology**. Saunders, Philadelphia, Pa, 1983.

WINDER, M.; BOERSMA, M.; SPAAK, P. On the cost of vertical migration: are feeding conditions really worse at greater depths? **Freshwater Biology**, v. 48, n. 3, p. 383–393, 2003.

WRIGHT, D.; O'BRIEN, W. J.; VINYARD, G. L. Adaptive value of vertical migration: a simulation model argument for the predation hypothesis. **Evolution and ecology of zooplankton communities**, v. 3, p. 138, 1980.

ZARET, T. M.; SUFFERN, J. S. Vertical migration in zooplankton as a predator avoidance mechanism1. **Limnology and Oceanography**, v. 21, n. 6, p. 804–813, nov. 1976.